

Miljøreguleringen og det naturvidenskabelige grundlag

Højsholt, Ulla

Publication date:
1991

Citation for published version (APA):
Højsholt, U. (1991). *Miljøreguleringen og det naturvidenskabelige grundlag*. Roskilde Universitet. Forskningsrapportserien Nr. 22

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain.
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal.

Take down policy

If you believe that this document breaches copyright please contact rucforsk@kb.dk providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

MILJØREGULERINGS- OG DET NATURVIDENSKABLIGE GRUNDLAG

AF: ULLA HØJSHOLT

TEK-SAM - FORLAGET
Roskilde Universitetscenter
Hus 12.1
4000 Roskilde



*Vi elsker
sølv!*

FORSKNINGSRAPPORTSERIEN NR. 22.
SEPTEMBER 1991.

INSTITUT FOR MILJØ, TEKNOLOGI OG SAMFUND
ROSKILDE UNIVERSITETCENTER
TEK-SAM - FORLAGET

ISBN 87 - 7753 - 030 - 6

Forskningsrapport nr. 22, september 1991,
Tek-Sam/RUC.

MILJØREGULERINGEN OG DET NATURVIDENSKABELIGE GRUNDLAG - med særligt henblik på den stofflige forurening.

ABSTRACT.

Der foretages en undersøgelse af nogle af de miljøvurderinger for det ydre miljø, der indgår i miljøreguleringen som en del af beslutningsgrundlaget. Undersøgelsesområdet er nærmere afgrænset til den såkaldte enkeltstofregulering, som er karakteriseret ved, at miljøvurderingerne kan opdeles i eksponeringsanalyser og effektanalyser, der udføres med nogle givne miljøkvalitetskriterier som reference. Miljøkvalitetskriterierne bundes i miljøkvalitetsmål, som er samfundsmæssigt bestemte. Enkeltstofreguleringen er gennemgående i perioden 1974-1990, selv om styringsmidlerne skifter.

Undersøgelsen viser, at miljøvurderingerne er udtryk for kvantificering og generalisering af problemstillinger, blandt andet ved hjælp af standardiserede metodeforskrifter. Miljøvurderingerne foretages i stigende grad af de centrale miljømyndigheder og i mindre grad af de decentrale miljømyndigheder.

Også miljøkvalitetskriterierne fastsættes centralt, selv om eksponeringsanalyse og effektanalyse i nogle tilfælde foretages lokalt. Ofte er der tale om afledede miljøkvalitetskriterier, hvor de oprindelige miljøkvalitetskriterier er mere eller mindre skjulte, og forudsætningerne for at foretage afledningen ligeledes er mere eller mindre skjulte.

Til brug for miljøvurderingerne efterspørger miljømyndighederne store mængder af standardiserede miljødata. En særlig gruppe af miljødata udgøres af dosis-effekt-data, som skal indeholde kvantitative udsagn om de enkelte kemiske stoffers biologiske effekter. Denne efterspørgsel har ført til udvikling af et hierarki af metoder, der er gensidigt afhængige af hinanden. Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetskriterier skjuler sig under lag på lag af metoder, som alle hver især indfører nye mål og kriterier eller modificeringer af de gamle.

Økotoxikologien er den tværvidenskabelige disciplin, som skal levere det teoretiske grundlag for miljøvurderingerne. Det økotoxikologiske teorigrundlag er mangelfuldt i forhold til miljøreguleringens krav om generalisering, kvantificering og om at knytte sammenhænge mellem enkeltstoffer og biologiske effekter. Konsekvensen heraf er, at det er umuligt at vide, hvad miljøreguleringen faktisk regulerer. Det kan ikke afgøres, om miljøreguleringen er i overensstemmelse med fastsatte miljøkvalitetsmålsætninger, f.eks. målsætningen om en bæredygtig udvikling.

Der peges på, at en miljøreguleringsmodel med parallelle generelle og konkrete miljøvurderinger vil have mulighed for at afhjælpe nogle af de beskrevne svagheder. En sådan model vil samtidig kunne tilvejebringe basis for den lange savnede kobling mellem enkeltstofregulering og miljøplanlægning.

INDHOLDSFORTEGNELSE.

MILJØREGULERINGEN OG DET NATURVIDENSKABELIGE GRUNDLAG - med særligt henblik på den stofflige forurening.

KAPITEL 1: <u>INDLEDNING.</u>	Side: 1
1.1. Projektformål.	1
1.2. Overordnede sammenhænge og projektafgrænsning.	1
1.3. Enkeltstofreguleringen.	2
1.4. Naturvidenskabens rolle i kredsløbsvurderingerne.	3
1.5. Miljøreguleringens målsætning.	3
1.6. Miljøkvalitetskriterier.	4
1.7. Miljøvurderingens elementer.	5
1.8. Dosis-effekt-sammenhænge.	6
1.9. Endelig afgrænsning af undersøgelsesområde.	6
1.10. Enkeltstofreguleringens problemer.	7
1.11. Fremgangsmåde.	7
 KAPITEL 2: <u>MILJØVURDERINGERNE.</u>	 9
2.1. Faste miljøkvalitetskriterier kombineret med lokale eksponeringsanalyser.	9
2.2. Kemiske og biologiske miljøkvalitetskriterier.	10
2.3. Generelle eksponeringsanalyser.	11
2.4. Miljøkvalitetskriterier i handlingsplanerne.	12
2.5. Problemstillingen for kemiske stoffer.	13
2.6. Farlighedsvurdering af bekæmpelsesmidler.	14
2.7. Hazard Ranking.	16
2.8. Strategi for miljøfarlige stoffer i spildevand.	16
2.9. Fastsættelse af et NOEL på grundlag af litteraturdata.	17
2.10. Risikovurdering.	19
2.11. Udvikling i miljøkvalitetsmål.	21
2.12. Usikkerhed og mangel på viden.	21
2.13. Miljøvurderinger og renere teknologi.	22
2.14. Konklusion på kapitel 2.	23
 KAPITEL 3: <u>TILVEJEBRINGELSE AF MILJØVIDEN.</u>	 25
3.1. Viden i form af færdige konklusioner.	25
3.2. Videngrundlaget for miljøvurderingerne.	25
3.3. Miljøministeriets videnindsamling.	26
3.4. Udviklingen i miljødata.	26
3.5. Dosis-effekt-data.	28
3.6. Mangel på dosis-effekt-data.	29
3.7. Prioriteringssystemer.	30
3.8. Estimering af data.	31
3.9. QSAR-modellernes begrænsninger.	32
3.10. Eksempel: Lipofile og hydrofile stoffer.	33
3.11. Fra LD50 til NOEL.	34
3.12. Ekstrapolationsmetoder.	35
3.13. Sikkerhedsfaktorer.	35
3.14. Sammenhænge.	36

3.15. Stofkredsløbet som overordnet system.	Side: 37
3.16. Miljømodeller.	38
3.17. Miljømodeller i praksis.	39
3.18. Systemtænkningens niveaudeling.	40
3.19. Empiriens grænser.	40
3.20. Konklusion på kapitel 3.	41

KAPITEL 4: HVAD ER VIDEN? 43

4.1. Forskellige slags forskning.	43
4.2. Overgangsområdet: Strategisk forskning.	43
4.3. Eksempler på forskning i grænseområdet.	44
4.4. Det videnskabelige arbejde.	45
4.5. De metafysiske antagelser.	47
4.6. Forskellige slags problemer løses i sammenhæng.	47
4.7. Er miljøvurderinger naturvidenskab ?	47
4.8. Tværvidenskab.	48
4.9. Karakteristik af økotoksikologien.	49
4.10. Teorifattigdom i økotoksikologien.	50
4.11. Økologien.	50
4.12. Økosystemets stabilitet.	51
4.13. Relevans-problemet.	51
4.14. Den økologiske niche.	52
4.15. Artsspecifikke forskelle.	53
4.16. Forskelle mellem populationer af samme art.	53
4.17. Evolutionsteoriens indførelse i økotoksikologien.	54
4.18. Ny viden - nye metoder.	54
4.19. De økotoksikologiske metoders gyldighed.	55
4.20. Naturvidenskabelige teories gyldighed.	56
4.21. Konklusion på kapitel 4.	56

KAPITEL 5: KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING. 58

5.1. Konklusion.	58
5.2. Perspektivering.	59

REFERENCER. 61

APPENDIKS: MILJØREGULERINGEN. 65

1. Miljøplanlægningen.	65
2. Spildevands- og recipientkvalitetsplanlægningen.	66
3. Godkendelse af særligt forurenende virksomheder.	66
4. Udviklingen i 70'erne og 80'erne.	67
5. Konsekvenser for miljøplanlægningen.	69
6. Generelle normer og emissionsgrænseværdier.	70
7. Generelle miljøkvalitetskriterier.	71
8. Regulering af kemiske stoffer og produkter.	73
9. Handlungsplaner og strategier.	74
10. Fast affald.	74
11. Renere teknologi.	75

REFERENCER TIL APPENDIKS 77

KAPITEL 1.

INDLEDNING.

1.1. Projektformål.

Der udføres i dag et meget stort forsknings- og udviklingsarbejde i grænseområdet mellem miljøregulering og naturvidenskab. Der fremsættes også jævnligt kritik af videngrundlaget for miljøreguleringen. For eksempel er det i forbindelse med vandmiljøplanen blevet kritiseret, at beslutningerne er taget på et for tyndt grundlag. De mere grundige forsknings- og udrædningsarbejder er udført efter, de vigtige beslutninger er taget.

Vandmiljøplanen er et eksempel på, at viden om forureningens virkning i miljøet halter bagefter de produktionsindgreb, som er årsag til forureningen. Dette er beskrevet som et generelt fænomen allerede i 70'erne /1/.

Denne forsinkelse af videnopbygningen i forhold til forureningen er blandt andet forklaret ud fra miljøhensynets lave prioritering i forhold til produktionsinteresserne, herunder den manglende offentlighed omkring den nødvendige viden om produktionsforholdene /51/.

Men en anden væsentlig forklaring på, at miljøviden halter bagefter, er naturens kompleksitet. Det er svært at studere og forudsige ændringer i komplekse systemer /1/.

Med udgangspunkt i dette problem er det projektets formål at vurdere det naturvidenskabelige grundlag for miljøreguleringen med henblik på at anvise alternative veje til nyttiggørelse af naturvidenskaben i miljøreguleringen.

1.2. Overordnede sammenhænge og projektafgrænsning.

De fire faktorer:

- samfund (herunder politik, økonomi og produktionsforhold)
- miljøregulering
- naturvidenskab
- naturgrundlag

står i indbyrdes vekselvirkning med hinanden. Den indflydelse, samfundet har på miljøreguleringen, er med til at bestemme valget af miljøreguleringens styringsmidler. Valget af styringsmidler er afgørende for, hvilken slags metoder, der gøres brug af i miljøreguleringen. Den efterspurgte metodetype stiller helt bestemte krav til, hvilken form for miljøviden, der skal indhentes. Den mere grundvidenskabelige forskning vil derefter

indrette sig på at behandle netop den type problemer, der opstår i forbindelse med fremskaffelse af den efterspurgte miljøviden. Således kan der ske en afsmitning fra samfundsforhold via miljøregulering til naturvidenskab.

De tre faktorer kan også smitte af på hinanden på andre måder. F.eks. den modsatte vej: En grundvidenskabelig opdagelse kan føre til udvikling af en ny metode, der er så velegnet til miljøvurderinger, at miljøregulering og miljøpolitik indretter sig derefter.

En tredje indflydelsesvej går direkte fra samfund til naturvidenskab gennem den førte forskningspolitik.

Endelig sætter naturgrundlaget grænser for naturvidenskabens og miljøreguleringens formåen.

På grund af disse vekselvirkninger kan det være vanskeligt at vurdere det naturvidenskabelige grundlag for miljøreguleringen uden inddragelse af de andre faktorer, som hele tiden ændrer sig og påvirker både miljøreguleringen og naturvidenskaben.

Først og fremmest har samfundsforholdene en væsentlig indflydelse på miljøreguleringen. Denne indflydelse viser sig ved politiske kræfters gennemslagskraft i lovændringer og administrative beslutninger.

Med henblik på at afgrænse et undersøgelsesområde, der karakteriserer vekselvirkningen mellem miljøregulering og naturvidenskab, tages der i dette projekt udgangspunkt i nogle fællestrek i miljøreguleringen i perioden fra 1974 til 1990. Det er træk, som kan genfindes i miljøreguleringen mange gange i løbet af perioden, selv om styringsmidlerne skifter. I afsnit 1.3-1.9 vil disse fællestræk blive identificeret under betegnelsen "enkeltstofreguleringen".

1.3. Enkeltstofreguleringen.

I perioden fra 1974 til 1990 har miljøbeskyttelseslovens rammer for miljøreguleringen ændret sig. I 1974 var miljøplanlægning og godkendelse af særligt forurenende virksomheder højt prioriterede styringsmidler på lokalt og regionalt niveau. I 1990 er en centralt styret indførelse af renere teknologi højt prioriteret.

I hele perioden kan miljøreguleringen karakteriseres ved at være domineret af en regulering af enkeltstoffer på grundlag af stofkredsløbsbetragtninger. Mange forskellige kemiske stoffer kan trække sammen i miljøet, men disse sammenhænge er i dag ikke inddraget i de lovbundne miljøvurderinger.

Kredsløbsprincippet var grundlæggende allerede ved fremsættelse af den første miljøbeskyttelseslov i 1974. Dengang blev der fokuseret på naturens kredsløb og ikke så meget på den sam-

fundsskabte del af kredsløbet. Karakteristisk var det også, at der i bemærkningerne til den første miljøbeskyttelseslov blev omtalt 2 slags kredsløb: Det forureningspåvirkede og det upåvirkede.

I forbindelse med, at regulering af kemiske stoffer og produkter vandt indpas som et centralt element i en forebyggende miljøregulering, blev Miljøministeriet i endnu højere grad opmærksom på værdien af at lade miljøreguleringen tage udgangspunkt i stofkredsløbsbetragtninger.

Der blev foretaget systematiske gennemgange af kredsløbene for udvalgte kemiske stoffer med henblik på at beskrive stoffernes miljø- og sundhedsmæssige effekter, kilder til forureningen, forekomst i miljøet samt de teknologiske og økonomiske konsekvenser af en skærpet kontrol /28/.

I miljøstyrelsens handlingsplan 1985-90 blev der lagt vægt på, at der indgik viden om forskellige mindre miljømæssigt belastende teknologier i miljøreguleringens videngrundlag /30/.

I den nyeste miljøbeskyttelseslov beskrives kredsløbet som "Hele det kredsløb, som stoffer og materialer gennemløber". Den teknologiske bestemte del af stofkredsløbet er inddraget i det samlede kredsløb.

1.4. Naturvidenskabens rolle i kredsløbsvurderingerne.

Den del af stofkredsløbet, som er ude i naturen, skal beskrives med naturvidenskabelige metoder.

Uanset hvor i stofkredsløbet, der kan gribes ind med de til enhver tid eksisterende styringsmidler, må en del af besluttelsesgrundlaget bestå af en miljøvurdering for den del af stofkredsløbet, der er ude i naturen.

Selv om miljøvurderingen foretages på et naturvidenskabeligt grundlag, indgår der også væsentlige samfundsmæssige forudsætninger. Afgørelsen af, hvad der er en uacceptabel miljøeffekt, kan ikke foretages på et rent naturvidenskabeligt grundlag. Grundlaget er et samfundsmæssigt bestemt mål.

1.5. Miljøreguleringens målsætning.

I dette projekt vil det blive fastholdt, at enhver miljøreguleringsbeslutning har til hensigt at opfylde et samfundsmæssigt mål. Dette mål eksisterer, uanset om det er direkte formuleret som en målsætning eller kommer indirekte til udtryk i miljøvurderingens forudsætninger. Dette, kendte eller ukendte, mål kaldes i projektet for et miljøkvalitetsmål.

Et overordnet mål for miljøreguleringen findes i miljøbeskyttelseslovens p. 1: " At samfundsudviklingen kan ske på et bæredygtigt grundlag i respekt for menneskets livsvilkår og for bevarelsen af dyre- og plantelivet".

En centralt fastsat, dækkende målsætning må nødvendigvis være meget bredt og generelt formuleret. Ved de mere konkrete beslutninger optræder der mere snævre miljøkvalitetsmål.

De amtskommunale myndigheder har i recipientkvalitetsplanlægningen arbejdet med et miljøreguleringssystem, hvor de politiske og samfundsmæssige forudsætninger er formaliserede, således at politikerne kan vælge mellem et bestemt antal færdigformulerede miljøkvalitetsmål om de enkelte recipients anvendelse.

Dette system er delvis opgivet, og lignende systemer har ikke fået større anvendelse i dansk miljøregulering. Det hænger sammen med, at de politiske og samfundsmæssige forhold er uforudsigelige med naturvidenskabelige metoder, og de lader sig ikke formalisere. På et hvilket som helst stadie, før, under eller efter beslutningsprocessen, kan der optræde politiske kræfter, som er stærke nok til at gennemtvinge deres målsætning.

1.6. Miljøkvalitetskriterier.

Miljøvurderingen består i at vurdere, om miljøkvalitetsmålet kan siges at være opfyldt i den givne eksisterende eller hypotetiske situation.

Et miljøkvalitetsmål er formuleret i et almindeligt sprog, f.eks. som den ønskede anvendelse af en recipient. For at kunne udføre en miljøvurdering er det nødvendigt at omskrive miljøkvalitetsmålet fra et almindeligt sprog til et naturvidenskabeligt sprog.

Det naturvidenskabelige sprog har til hensigt at gøre miljøkvalitetsmålet operationelt, således at det kan afgøres med naturvidenskabelige metoder, om målet er overholdt. Afgørelsen skal kunne ske ved registreringer og målinger i miljøet eller ved konsekvensberegninger ud fra et bestemt (hypotetisk) kildeindgreb.

At gøre miljøkvalitetsmålet operationelt vil sige at omskrive det til operationelle kriterier, der skal være opfyldt, for at miljøkvalitetsmålet kan siges at være opfyldt. Disse operationelle kriterier kaldes i dette projekt miljøkvalitetskriterier.

Det i. stholdes i projektet, at enhver miljøvurdering indeholder eller bygger på en opstilling af miljøkvalitetskriterier ud fra et miljøkvalitetsmål.

1.7. Miljøvurderingens elementer.

I en forebyggende miljøregulering skal miljøvurderingen bruges til at forudsige stoffets opførsel i miljøet og dets fremkaldelse af miljøeffekter. Miljøvurderingen skal foretages ud fra analyser af hypotetiske stofkredsløb og hypotetiske effekter. Resultatet skal bruges til at vurdere, hvor og hvordan der skal gribes ind i stofkredsløbet for at forhindre, at den uacceptable effekt opstår.

Men i princippet er der ikke forskel på en miljøvurdering, der skal bruges som beslutningsgrundlag for en forebyggende miljøregulering og en miljøvurdering, der skal bruges som beslutningsgrundlag i "oprydningsfasen". I sidstnævnte tilfælde skal analysen bruges til at forudsige de effekter, der vil være konsekvensen af forskellige oprydnings- eller afværgeforanstaltninger eller af at undlade oprydning og afværkning.

Miljøvurderingens kerne er en sammenligning af analysens resultater med miljøkvalitetskriterierne. De klareste miljøvurderinger er udført således, at en direkte sammenligning er mulig. Spørgsmålet om miljøkvalitetskriterierne er overholdt, skal kunne besvares med ja eller nej.

Analysen kan være således tilrettelagt, at vurderingen sker som sidste trin. Men ofte vil miljøkvalitetskriterierne indgå som forudsætninger på forskellige trin i analysen. Det betyder, at analyse og vurdering ikke altid kan adskilles klart fra hinanden. Dybest set er en klar adskillelse umulig, fordi der altid indgår subjektive forudsætninger i en analyse.

Analysen sker i princippet uafhængigt af miljøkvalitetskriterierne. Vurderingen starter, når miljøkvalitetskriterierne kommer ind i billedet.

Miljøvurderinger sker på grundlag af to slags analyser:

1: Eksponeringsanalysen: En analyse af stoffets vej fra forureningskilde til det sted i miljøet, hvor effekten viser sig. Heri kan inddrages oplysninger om stoffets forekomst i miljøet (baggrunds niveau).

2: Effektanalysen: En analyse af stoffets evne til at fremkalde effekter.

De miljøkvalitetskriterier, der knytter sig til effektanalysen, definerer, hvilke miljøeffekter, der er acceptable.

De miljøkvalitetskriterier, der knytter sig til eksponeringsanalysen, definerer, hvilke stofkoncentrationer, stofophobninger og stofmængder, der er acceptable. Stoffernes evne til at transporteres eller ophobes har i sidste ende betydning for deres evne til at fremkalde effekter. Kriterier om stoffernes

evne til at transporteres eller ophobes bundet i kriterier om, hvilke effekter, der er acceptable. De kan kaldes afledede miljøkvalitetskriterier.

I nogle miljøvurderinger indgår disse afledede miljøkvalitetskriterier i effektanalysen. Det viser, at det ikke altid er helt klart, hvor eksponeringsanalysen slutter og effektanalysen begynder.

1.8. Dosis-effekt-sammenhænge.

Eksponeringsanalysen omhandler en stoftransport og -omsætning forårsaget af fysiske, kemiske og biologiske processer. Der fokuseres på processernes kvantitative resultater. Der besvares spørgsmål af typen: Hvor meget stof transporteres på den måde? Hvor meget stof omsættes på den måde? Hvor meget ophobes? osv

I effektanalysen skal kvantiteten omsættes til kvalitet. Det vigtige spørgsmål er: Hvilken type effekt kan stoffet fremkalde i den pågældende koncentration eller dosis? Spørgsmålet omformuleres normalt til et spørgsmål om kvantitet, fordi det er mere operationelt: Kan stoffet fremkalde den eller den effekt i den pågældende dosis? Eller: Hvor stor en dosis skal der til for at fremkalde den pågældende effekt?

Uanset om spørgsmålet således omformuleres til et "hvor meget" - spørgsmål, gemmer der sig vigtige "hvem - hvad - hvor" - spørgsmål i effektanalysen. Hvilke organismer er mest følsomme for stoffet? Hvad for nogle effekter kan stoffet fremkalde? Hvor i miljøet kan effekterne vise sig?

Effektanalysens omsætning af kvantitet til kvalitet kræver viden om sammenhængen mellem dosis og effekt. Hvis denne viden er reduceret fra at være kvalitative svar til at være kvantitative svar, anvendes i projektet betegnelsen dosis-effekt-data. I praksis er der i nogle tilfælde snarere tale om koncentration-effekt-data. Det afhænger af den nærmere bestemmelse af det sted i stofkredsløbet, hvor eksponeringsanalysen slutter og effektanalysen begynder. En anden, næsten synonym betegnelse, er dosis-respons-data.

1.9. Endelig afgrænsning af undersøgelsesområde.

Som en opsummering af ovenstående kan undersøgelsesområdet afgrænses således:

Der fokuseres på de miljøvurderinger for det ydre miljø, der indgår i miljøreguleringen som en del af beslutningsgrundlaget. Miljøvurderingerne består af en analysedel og en vurderingsdel. Analysedelen består af eksponeringsanalyser og effektanalyser. Til sammenknytning af de to analyser kræves der viden om sammenhængen mellem stofdosis og effekter.

Vurderingsdelen starter, når miljøkvalitetskriterierne kommer ind i billedet. Miljøkvalitetskriterierne udformes på grundlag af et miljøkvalitetsmål, som er samfundsmæssigt bestemt.

1.10. Enkeltstofreguleringens problemer.

Projektet beskæftiger sig med de problemer indenfor undersøgelsesområdet (enkeltstofreguleringen), som anses for relevante i forhold til det naturvidenskabelige grundlag.

Følgende spørgsmål vil blive behandlet:

Hvad er miljøkvalitetsmålene og miljøkvalitetskriterierne, og på hvilken måde indgår de i miljøvurderingerne? Foretages miljøvurderingerne konkret i forhold til de enkelte recipienter (biotoper), eller foretages de for et generaliseret vandområde/jordområde? Hvilke faktorer tages der hensyn til, og hvilke ses der bort fra i eksponeringsanalyserne? Hvordan afgøres det, hvilke effekter, der skal tages hensyn til i effektanalyserne? Hvordan kobles eksponeringsanalyser og effektanalyser? Hvilken form skal miljøvurderingernes resultat have for at "passe ind i" de anvendte styringsmidler?

Disse spørgsmål afføder nye spørgsmål af følgende type:

Hvilken slags viden har miljømyndighederne brug for til at udføre miljøvurderingerne? Hvilke egenskaber ved naturen anses det for vigtigt at have viden om? Hvilken viden efterspørges specielt til fastsættelse af miljøkvalitetskriterier, således at disse er i overensstemmelse med miljøkvalitetsmålet? Hvordan tilvejebringer miljømyndighederne den ønskede viden?

Disse spørgsmål afføder igen nogle mere grundlæggende spørgsmål om, hvad viden er, og om naturvidenskabens muligheder for at tilvejebringe den viden, der efterspørges i miljøreguleringen.

1.11. Fremgangsmåde.

I kapitel 2 foretages en mere konkret og detaljeret gennemgang af nogle af de miljøvurderingsmetoder, der er anvendt i miljøreguleringen i perioden 1974-1990. Her er tale om metoder, som fortsat anvendes, eventuelt i let ændret form.

Det er et væsentligt spørgsmål, hvilken betydning, disse miljøvurderinger faktisk har haft, og fortsat har, i miljøreguleringen. Med henblik på at belyse dette spørgsmål er der til projektet skrevet et appendiks om miljøreguleringen i perioden 1974 - 1990. Hensigten med appendiks er at beskrive den reguleringsmæssige og samfundsmæssige sammenhæng, hvori enkeltstofreguleringen indgår.

Placeringen i appendiks er valgt, fordi der er tale om en almen viden om miljøregulering, som må forudsættes helt eller delvis bekendt af læseren.

I kapitel 3 karakteriseres den form for viden, der efterspørges som grundlag for miljøvurderingerne.

I kapitel 4 behandles spørgsmålet om, hvad viden og forskning er, med en naturvidenskabsteoretisk indgangsvinkel. Økotoksikologien præsenteres som den tværfaglige disciplin, der skal tilvejebringe det naturvidenskabelige grundlag for miljøreguleringen.

Kapitel 5 er en sammenfattende konklusion og en perspektivering. I perspektiveringen forsøges det at sammenkoble enkeltstofreguleringen med miljøplanlægningen.

KAPITEL 2.

MILJØVURDERINGERNE.

Den følgende gennemgang og diskussion tager udgangspunkt i eksempler fra miljøreguleringen 1974-1990. De udvalgte miljøvurderinger repræsenterer enkeltstofreguleringen, som er defineret i kapitel 1.

2.1. Faste miljøkvalitetskriterier kombineret med lokale eksponeringsanalyser.

Første eksempel er en miljøvurderingsmetode, hvor generelle, faste miljøkvalitetskriterier kombineres med konkrete, lokale eksponeringsanalyser. Det er den metode, som amtskommunerne anvender til fastsættelse af udlederkrav for spildevand til vandløb på grundlag af recipientkvalitetsplanlægningen /29/.

Metoden anvendes for vandløbsrecipienter belastet med almindeligt, organisk byspildevand, mens den ikke er egnet for vandløb, der er belastet af andre typer spildevand.

Der kan ikke gives udledningstilladelse for spildevand til et vandløb, før der er fastsat miljøkvalitetskriterier (=recipientkvalitetskrav) for det pågældende vandløb. Fastsættelsen af miljøkvalitetskriterierne sker i en procedure, hvor der til et bestemt miljøkvalitetsmål (recipientkvalitetsmålsætning) for det enkelte vandløb knyttes et sæt af miljøkvalitetskriterier. For vandløb kan amtsrådet vælge imellem 8 miljøkvalitetsmål, hvoraf de almindeligste er "gyde- og yngelopvækstområde for laksefisk", "laksefiskevand" og "karpefiskevand".

Proceduren betyder, at amtskommunerne skal anvende et minimum af tid på effektanalyse. Den er foretaget én gang for alle af Miljøstyrelsen. For amtskommunerne består effektanalysen i, at slå de miljøkvalitetskriterier (= recipientkvalitetskrav), der svarer til den valgte målsætning, op i en tabel i miljøstyrelsens vejledning /29/.

Eksponeringsanalysen kan ikke kun foretages ved skrivebordet, for det er nødvendigt at kende recipientens hydrologi og dens aktuelle forureningstilstand. Dette kendskab tilvejebringes ved en recipient-kortlægning. Det er naturligvis vigtigt, at der sker en kortlægning af de samme parametre, som er anvendt til definition af miljøkvalitetskriterierne (= recipientkvalitetskravene).

Resultatet af eksponeringsanalysen er den belastning, recipienten kan udsættes for, uden at miljøkvalitetskriterierne overskrides. Den acceptable belastning kan derefter fordeles mellem de enkelte udledere og omregnes til udlederkrav, typisk i form af emissionsgrænseværdier, som skal overholdes af udlederne.

2.2. Kemiske og biologiske miljøkvalitetskriterier.

Recipientkvalitetsplanlægningens vandløbsmetode indeholder to slags faste miljøkvalitetskriterier: Immissionsgrænseværdier henholdsvis et biologisk indeks (saprobiegraden).

Immissionsgrænseværdierne er f.eks. "mindre end 0.025 mg NH₃ pr. liter recipientvand" og "højest 3 mg BI5 pr. liter recipientvand". Efter dette projekts terminologi er immissionsgrænseværdier afledede miljøkvalitetskriterier. De egentlige miljøkvalitetskriterier er de effekter, der kan fremkaldes ved overskridelse af immissionsgrænseværdierne. Valget af disse effekter har været Miljøstyrelsens baggrund for at fastsætte immissionsgrænseværdierne.

Det biologiske miljøkvalitetskriterie hedder, at vandløbs saprobiegrad skal være mindre end eller lig med II. Saprobiegraden bestemmes som et indeks, der kan antage værdien I, II, III eller IV, hvor forureningsgraden stiger med stigende værdi. Det er baseret på antal og artssammensætning af de vandlevende hvirvelløse dyr. Blandt dyrene findes der erfaringsmæssigt nogle rentvandsarter, nogle forureningsdominanter og nogle forureningsindikatorer.

Om fordele og ulemper ved henholdsvis immissionsgrænseværdier og biologiske miljøkvalitetskriterier kan der siges følgende: Immissionsgrænseværdierne har den fordel, at de er lette at måle, og de er operationelle, når der skal beregnes en acceptabel belastning og udlederkrav. Men de er ikke operationelle i forhold til et miljøkvalitetsmål. Det er vanskeligt at afgøre, om en bestemt koncentration af et kemisk stof er forenelig med en bestemt anvendelse af recipienten. For vandløb, der påvirkes af organisk spildevand, har det været muligt at foretage denne kobling på et højt generaliseringsniveau, således at der har kunnet udarbejdes faste immissionsgrænseværdier. Det skyldes, at forurening af vandløb med organisk spildevand har et karakteristisk og velbeskrevet forløb.

Med hensyn til fordele og ulemper forholder det sig omvendt, når et biologisk indeks anvendes som miljøkvalitetskriterie. Det biologiske indeks, f.eks. saprobiegraden, udtrykker mere direkte en ønsket eller uønsket miljøeffekt. Det er derfor operationelt i forhold til miljøkvalitetsmålet. Saprobieindekset beskriver invertebratpopulationernes hyppighed og diversitet på en måde, som er relevant i relation til forurening med organisk stof. Effekten af stigende forurening med organiske stof er en stigende saprobiegrad.

Men saprobieindekset er ikke operationelt, når der skal beregnes acceptabel belastning og emissionsgrænseværdier. Sammenhæng mellem saprobiegrad og koncentration af forurenende stoffer kan ikke beskrives ved en veldefineret kurve. I den amtskommunale praksis bruges saprobiegraden som en kontrol af, at miljøkvalitetsmålet er overholdt. Men ved de beregninger, som skal føre til fastsættelse af udlederkrav, tages udgangspunkt i immissionsgrænseværdierne.

2.3. Generelle eksponeringsanalyser.

I perioden fra 1974 til 1990 er vægten i miljøreguleringen i stigende grad forskubbet fra decentrale til centrale styringsmidler (se appendiks). Det betyder, at flere miljøvurderinger foretages centralt. Centrale miljøvurderinger kræver eksponeringsanalyser på et højt generaliseringsniveau.

Her skal nævnes nogle overvejelser, der må indgå i en eksponeringsanalyse.

Eksponeringsanalysen er lettest for specifikke forureninger, dvs. stoffer, som kan føres tilbage til én bestemt virksomhedstype eller branche. Det kan være store fyringsanlæg, kommunale rensningsanlæg eller landbruget.

Vanskeligere er den for stoffer, der udsendes fra mange forskellige forureningskilder. I eksponeringsanalysen skal der tages stilling til, hvilke forureningskilder, der er væsentlige, og hvilke, der kan ignoreres.

Mange persistente eller bioakkumulerbare stoffer findes i miljøet i et vist niveau som følge af tidligere forurening. Der skal tages stilling til, om eksponeringsanalysen skal baseres på den samlede virkning af den tidligere og den fremtidige (hypotetiske) forurening.

De bioakkumulerbare stoffer frigøres til miljøet, når organismene dør og nedbrydes. Både levende og død træmasse indeholder store mængder persistente stoffer, som før eller siden vil frigøres. Nogle persistente stoffer kan bindes i jord og sediment og frigøres ved mineralisering og resuspension. Som et eksempel kan nævnes, at der er fundet uventede høje koncentrationer af PCB og kviksølv i vand. De høje koncentrationer er forklaret ud fra disse stoffers evne til at bindes til jordens organiske stof og til sedimenter. Stofferne kan med tiden frigøres fra sedimentet til det overliggende vand. Ved mineralisering i jord kan overfladeafstrømning være en vigtig transportvej til akvatiske miljøer /42/.

Der skal tages stilling til, hvor langt ud i fremtiden eksponeringsanalysen skal tage hensyn til denne sekundære emission.

Mange stoffer reagerer med andre stoffer eller virker sammen med andre stoffer. Der skal tages stilling til, om disse processer kan ignoreres.

Der er mange trin i en eksponeringsanalyse. Nogle eksponeringer går på tværs af medierne luft-jord-vand. I hvert trin skal der foretages generaliseringer, som introducerer usikkerhedsmomenter i beregningerne.

Disse ekstra usikkerhedsmomenter skyldes de forudsætninger eller tilnærmelser, det er nødvendigt at indføre for at foretage beregningerne på et højt generaliseringsniveau. Bereg-

ningerne skal gælde for alle relevante jordtyper, kombinationer af klimafaktorer, plante- og dyresamfund osv. Det er nødvendigt at indføre forudsætninger om f.eks. homogen opblanding af jord-, vand- og luftmedier, temperatur, og om, at kun nogle få, karakteristiske typer af plante- og dyresamfund (målgrupper) eksponeres for det pågældende stof.

Generaliseringerne kan foretages til fordel for den mest følsomme målgruppe eller ud fra gennemsnitsbetragtninger. Men der er mange mellemveje /16/.

2.4. Miljøkvalitetskriterier i handlingsplanerne.

Vandmiljøplanen og lufthandlingsplanen behandler velkendte, specifikke forureningstyper på et højt generaliseringsniveau.

Karakteristisk er det dog, at forureningseffekterne først er blevet velkendte, efter den vigtige miljøbeslutning er taget, for først på beslutningstidspunktet er de blevet politisk og samfundsmæssigt erkendt som uacceptable effekter. Afgørelsen af, hvad der er en uacceptabel miljøeffekt, kan ikke foretages på et rent naturvidenskabeligt grundlag.

I forbindelse med vandmiljøplanen er det kommet særlig tydeligt frem i offentligheden, at miljøvurderingen først er foretaget efter, at den vigtige beslutning er taget.

Efter vandmiljøplanens vedtagelse blev der stillet spørgsmål om, hvilket miljøkvalitetskriterie, der havde været forudsætning for vandmiljøplanen.

I /6/ blev der for det første stillet spørgsmål ved, om størrelsen af iltvindet i havvand var et relevant miljøkvalitetskriterie (acceptkriterie). Andre kriterier, som involverede organismernes forekomst og velbefindende, kunne måske være mere relevante. Det vil sige relevante i forhold til samfundsmæssige miljøkvalitetsmål.

Dernæst blev der stillet spørgsmål ved, om de forventede effekter af vandmiljøplanen, målt som iltkoncentration, var acceptable. Det var på det tidspunkt beregnet, at det gennemsnitlige oxygen-indhold i Kattegats bund-zoner kunne forventes at øges fra det kritiske niveau på 2.5 mg pr. liter til et mindre kritisk - omend stadig ikke "normalt" - niveau på 2.8 mg pr. liter.

På luftområdet har en gruppe nordiske forskere foreslået en strategi for begrænsning af luftforurening med svovl- og kvælstofforbindelser.

Beregningerne tager udgangspunkt i et miljøkvalitetsmål, der hedder, at naturen ikke må tage skade, hverken på kort eller langt sigt. Dette miljøkvalitetsmål er omfortolket til miljøkvalitetskriterier, som siger, at der ikke må ske negativ

påvirkning af den mest følsomme organisme eller funktion i økosystemet. Disse er videreførtolket til afledede, kemiske miljøkvalitetskriterier.

Disse omfortolkninger er sket blandt andet ud fra beregninger af stofkredsløbene og svovl- og kvælstofforbindelsernes jord-forsurende evne. Overskud af syrer er defineret som kritisk i sig selv, fordi det medfører en irreversibel ændring af de jordbundskemiske forhold. Det er endvidere defineret som et kritisk forhold, at forsurningsfølsomme arter forsvinder /47, 49/.

Ud fra de kemiske miljøkvalitetskriterier er den kritiske belastningsgrænse for svovl- og kvælstofforbindelser beregnet. Den kritiske belastningsgrænse er forskellig fra sted til sted, afhængigt af jordbundsforhold, terrænforhold, klima, type af økosystem etc.

Derefter er der tilbage at regne "baglæns" i eksponeringsanalysen, fra de kritiske belastningsgrænser til udlederkrav. Hvis en miljøregulering gennemføres på grundlag af forskernes forslag, må der stilles forskellige reguleringskrav til forskellige Europæiske lande /47/. Strategien kan altså ikke på internationalt niveau føre til generelle emissionsnormer.

2.5. Problemstillingen for kemiske stoffer.

De ovenfor beskrevne miljøvurderinger har koncentreret sig omkring én forureningstype, som med tiden bliver bedre og bedre beskrevet i undersøgelses- og udredningsarbejde.

Andre miljøvurderinger og metoder beskæftiger sig med forurening med mange forskellige forurenende stoffer, som ikke nødvendigvis er velkendte eller velbeskrevne.

I disse miljøvurderinger er effektiv vurderingen særlig problematisk, fordi der ikke foreligger noget miljøkvalitetsmål og ikke umiddelbart kan fastsættes miljøkvalitetskriterier. Da mange forskellige kemiske stoffer skal vurderes her og nu, er der ikke tid eller mulighed for at vente på, at stoffernes evne til at fremkalde miljøeffekter bliver undersøgt og beskrevet.

I nogle tilfælde er der tale om stoffer, som endnu aldrig har været ude i miljøet, så der foreligger ikke effekter i det ydre miljø til nærmere studier. Det er netop idéen med en forebyggende miljøregulering, at miljøvurderingerne skal foretages, før effekterne opstår.

Det eneste grundlag for effektiv vurderingen er i sådanne tilfælde dosis-effekt-data fra testning af stofferne under kontrollerede laboratorie- eller felt-betingelser. Men på det tidspunkt, hvor effektiv vurderingen skal udføres, er det umuligt at vide, hvilken slags effekt, det er relevant at teste stoffet for. Det vides ikke, hvilken type effekter, stofferne kan fremkalde i miljøet,

og det vides endnu mindre, hvilke typer effekter, der i givet fald vil blive erkendt som uacceptable.

Det kan være en løsning, ud fra kendskabet til den lokale recipient, at finde nogle nøgleorganismer, som kan anvendes som testorganismer i laboratoriet ved en forsøgsopstilling med recipientens vand (jord). I Miljøstyrelsens vejledning i recipientkvalitetsplanlægning rådes amtskommunerne til at fremskaffe dosis-effekt-data på denne måde.

Imidlertid er det mere almindeligt at anvende dosis-effekt-data, som er offentliggjort i litteraturen eller i databaser. På internationalt niveau foregår der et arbejde med at standardisere produktionen af dosis-effekt-data, således at brugeren ikke behøver at bruge tid på at vurdere forsøgsopstillinger i en uensartet samling af publicerede testresultater.

Men standardiseringen betyder også, at der kun bliver begrænsede valgmuligheder med hensyn til, hvilken slags effekt, der indgår i effektvurderingen. Det bliver udbuddet af dosis-effekt-data, der kommer til at bestemme miljøkvalitetskriterierne.

2.6. Farlighedsvurdering af bekæmpelsesmidler.

Bekæmpelsesmidler udgør en stofgruppe med et velbeskrevet anvendelsesmønster. Erfaringer fra anvendelse af gamle bekæmpelsesmidler kan give fingerpeg om, hvilke typer af effekter, det er relevant at teste nye bekæmpelsesmidler for. Bekæmpelsesmidler adskiller sig endvidere fra de fleste andre kemiske stoffer ved, at de anvendes direkte i miljøet.

Blandt andet derfor har det været muligt at opstille et ret detaljeret sæt af generelle metoder til test af nye bekæmpelsesmidler.

Miljøstyrelsen arbejder ud fra nogle kriterier, der kan afgøre, hvornår et bekæmpelsesmiddel må formodes at være særlig farligt for sundheden eller særlig farligt for miljøet. For sådanne særlige farlige bekæmpelsesmidler kan der nægtes godkendelse i henhold til lov om kemiske stoffer og produkter. Disse (miljøkvalitets)kriterier er under stadig udvikling. Nærværende beskrivelse er fra 1988 /31/.

Nogle af kriterierne er formuleret kvantitativt som grænse- eller tærskelværdier. Andre er formuleret således, at midlet ikke godkendes, hvis det formodes, at det kan fremkalde visse effekter. Det sidste er tilfældet for mutagen virkning, forplantningshæmning, skadelig virkning på nervesystemet og fosterskadelig virkning. Fælles for de kvantitative og de kvalitative kriterier er, at vurderingerne skal foretages ud fra bestemte typer af laboratorie- eller markforsøg under standardiserede betingelser.

Nogle problemstillinger er dog så komplicerede, at det ikke (endnu) har været muligt at fastlægge standardiserede test-metoder. For sådanne problemstillinger er det tilladt at bruge de undersøgelser, der nu engang er tilgængelige, idet det forudsættes, at resultaterne anvendes ud fra en kritisk vurdering af undersøgelseernes kvalitet.

Der er fastsat kvantitative kriterier for følgende effekter:

- akut giftighed (LD50-værdi),
- giftighed ved kortere tids påvirkning,
- giftighed ved længere tids påvirkning,
- kræftfremkaldende virkning,

Effektvurderingen er foretaget ud fra dyreforsøg. Hvis dyreforsøgene udviser positivt resultat for doser, der er mindre end visse kritiske doser, kategoriseres stoffet som særlig farligt.

Det fremgår ikke, hvorledes de kritiske doser er fastlagt. Det må antages, at de er fastlagt ud fra eksponeringsanalyser, der beregner, hvilke doser, mennesker udsættes for ved arbejde med bekæmpelsesmidlet.

Der er også kriterier for persistens i jord, mobilitet i jord og bioakkumulerbarhed. Disse begreber kategoriseres ikke som effekter, men som stof-egenskaber, der har betydning for eksponeringen. De har således også betydning for muligheden for at fremkalde effekter. Ifølge dette projekts terminologi er der tale om afledede miljøkvalitetskriterier.

Midlets persistens i jord bestemmes ud fra laboratorieforsøg under standardiserede betingelser. Hvis midlets halveringstid bestemmes som mere end 3 måneder, godkendes midlet som regel ikke. Mobilitet i jord bestemmes ud fra udvaskningsforsøg i laboratoriet, eventuelt suppleret med lysimeterforsøg eller markforsøg. Miljøkvalitetskriteriet er beregnet ud fra eksisterende grænseværdier for indhold af pesticider i drikkevand.

Kriterierne for bioakkumulerbarhed er opstillet i en vurderingsprocedure i 5 trin, et såkaldt test-hierarki. Først anvendes de kriterier, der er lette at afprøve, og som afgørende kan frikende et middel for mistanke om farlighed. Hvis bekæmpelsesmidlet efter de første kriterier må mistænkes for at have farlige egenskaber, fortsætter proceduren med kriterier, der kræver mere omstændelige testmetoder.

Trin I: Nedbrydningsforsøg i laboriet.

Trin II: n-octanol/vand-fordelingskoefficienten (Kow).

Trin III: Biokoncentrationsfaktoren (BCF) for fisk.

Trin IV: Forsøg med gnavere, bestemmelse af restkoncentrationer i husdyr eller lignende.

Trin V: Egentlige bioakkumuleringsundersøgelser med pattedyr eventuelt suppleret med bioakkumuleringsundersøgelser af fugle og fødekæder.

(Vedr. Kow: Se afsnit 3.10).

På alle 5 trin er der kvantitative kriterier for, om testen eller undersøgelsen kan siges at vise positivt resultat.

Et middel indeholdende et virksomt stof, der udviser bioakkumulerende egenskaber i disse undersøgelser, godkendes ikke.

2.7. Hazard Ranking.

Bekæmpelsesmidler er kun én stofgruppe med en rimeligt afgrænset problemstilling. Mængden af kemiske stoffer, der markedsføres til forskellige anvendelser, er uoverskuelig. Det er et stort arbejde at opstille lignende standardiserede procedurer for alle stoffer.

Til vurdering af kemiske stoffer, som er mindre godt undersøgt, er der udarbejdet metoder til farlighedsvurdering, hvor eksponeringsanalyse og effektanalyse foretages på et meget generelt niveau, som kun er egnet til "grovsortering" af stoffer. Det er de såkaldte "Hazard Ranking"-metoder, eller prioriteringssystemer.

I afsnit 3.7 er prioriteringssystemer nærmere beskrevet. Der er givet et eksempel, hvor eksponeringsanalysen baseres på oplysninger om produktions- og importvolumen samt fysiske egenskaber. Effektanalysen baseres på data om akut toksicitet (ED50, LD50) og kemiske data for nedbrydning og bioakkumulerbarhed (BOD, COD, Kow). Miljøkvalitetskriterierne består af grænseværdier for, hvilke størrelser disse data skal antage, for at stoffet kan siges at være farligt.

2.8. Strategi for miljøfarlige stoffer i spildevand.

Miljøstyrelsen har anvendt et "Hazard Ranking"-system som baggrund for udarbejdelse af en samlet strategi for reduktion af udledning af miljøfarlige stoffer i spildevand /37/. Strategien tager udgangspunkt i 2 internationale aftaler om 50% reduktion af de samlede udledninger af sådanne stoffer.

Der er tale om en miljøvurdering af mange forskellige kemiske stoffer på et højt generaliseringsniveau.

En lang række potentielt miljøskadelige stoffer, som udledes med industrispildevand, er vurderet ved hjælp af Hazard Ranking systemet. Således er hvert enkelt stofs farlighed vurderet. Oplysninger om stoffernes eksponering og dosis-effekt-data er hentet i international litteratur og databaser. Disse data er kombineret med viden om stoffernes emission i Danmark.

Hvad der imidlertid også må fremhæves i forbindelse med strategiforslaget om miljøfarlige stoffer i spildevand er, at en vurdering ud fra stofrelaterede oplysninger langt fra er tilstrækkelig. Den største del af miljøfaren i spildevandsud-

ledningerne skyldes stoffer og nedbrydningsprodukter af stoffer, som ikke er kendte. Det er umuligt at finde eksisterende data for disse stoffer, og det vil være en meget stor opgave at opklare spildevandets sammensætning og derefter tilvejebringe stofrelaterede data.

Det har derfor været en vigtig del af strategien at vurdere spildevandsudledninger med et ukendt indhold af enkeltstoffer. Farligheden af sådant spildevand kan måles og karakteriseres med forskellige samleparametre.

"Enkeltstofreguleringen" slår ikke til, før "oprydningsfasen" er afløst af princippet om renere teknologi.

2.9. Fastsættelse af et NOEL på grundlag af litteraturdata.

Jo bedre et stofs evne til at fremkalde effekter er beskrevet, desto bedre er muligheden for at udføre en sikker farligheds-vurdering. Hvis farlighedsvurderingen skal udføres udelukkende på grundlag af litteraturdata, gælder det derfor om at finde de data, der bedst muligt beskriver stoffets farlighed.

Miljøstyrelsen har beskrevet, hvorledes de bedst mulige dosis-effekt-data udvælges fra litteraturen og behandles, når Styrelsen skal fastsætte grænseværdier /34/.

Der anvendes gerne de såkaldte kriteriedokumenter, hvor der er foretaget en gennemgang af det pågældende stofs undersøgte skadevirkninger på den menneskelige organisme og også i nogle tilfælde på det ydre miljø. Kriteriedokumenterne indeholder desuden forslag til grænseværdier.

Der kan findes dosis-effekt-data for forskellige typer af effekter på den menneskelige organisme. Almindeligvis beskriver dataene effekter på forsøgsdyr. Er der data fra flere slags forsøgsdyr, anvendes de data, der stammer fra de mest følsomme dyr, dvs. de mest kritiske dosis-effekt-data.

Formålet er at fastsætte et "no observed effect level" (NOEL). NOEL er den tærskelværdi for stoffet, hvor der ikke er observeret skadelige effekter.

For nogle stoffer, f.eks. kræftfremkaldende stoffer, findes der ingen tærskelværdi. Her er risiko for kræftfremkaldende eller mutagene effekter selv ved uendelig lave doser. For disse stoffer er det formålet at finde den dosis, som svarer til en bestemt livsrisiko. Normalt anvendes en livsrisiko på 10^{-6} . Dette tal er ikke nærmere begrundet, men bunder i høj grad på tradition.

For de stoffer, hvor der antages at eksistere et NOEL, tegnes en dosis-effekt-kurve for den væsentligste effekt, hvis det er muligt. Kurven tegnes gennem punkter, som hver især repræsenterer et langtidsforsøg. Y-aksen er graden af effekt eller re-

spons, f.eks. målt som den procentdel af forsøgsorganismerne i dosis-gruppen, som har udvist effekt eller respons.

Det er nemmest at fastlægge et NOEL, hvis der foreligger en dosisgruppe, hvor der ikke er observeret effekter. Hvis der er set effekter i samtlige dosisgrupper, foretages en ekstrapolering til lavere doser. Denne ekstrapolering sker ud fra kendskabet til de fysiologiske mekanismer, der kan forklare den pågældende effekt. Det forudsættes, at dosis-effekt-kurven har et typisk forløb.

Når et NOEL er fastlagt, divideres med en sikkerhedsfaktor for at nå frem til et niveau, der kan siges at være acceptabelt eller tolerabelt som en maksimal dosis for mennesker. Den samlede sikkerhedsfaktor beregnes ved multiplikation af tre sikkerhedsfaktorer, som repræsenterer tre forskellige hensyn. Størrelsen af sikkerhedsfaktoren er primært bestemt af traditioner og ikke ud fra videnskabelige kriterier.

For det første hensynet til, at mennesker kan være mere følsomme for stoffet end de forsøgsdyr, der har været anvendt til fremstilling af dosis-effekt-data. Normalt ved man ikke, om dette faktisk er tilfældet. Traditionelt anvendes en sikkerhedsfaktor af størrelsesordenen 10.

For det andet hensynet til særlig følsomme mennesker, f.eks. børn, gravide og syge. Også her anvendes normalt en sikkerhedsfaktor af størrelsesordenen 10.

For det tredje hensynet til, at de indhentede data kan stamme for forsøg af dårlig kvalitet, eller at relevante data ikke har kunnet findes. her anvendes en sikkerhedsfaktor af en størrelse mellem 2 og 1000, afhængigt af en konkret vurdering af de indhentede data.

Den grænseværdi, der hermed er beregnet, er den maksimalt acceptable eller tolerable belastning af den menneskelige organisme. For at nå frem til en emissionsgrænseværdi eller en immissionsgrænseværdi skal der efterfølgende udføres en eksponeringsanalyse. Heri indgår en række forudsætninger om, hvordan stoffet spredes, omsættes og eventuelt akkumuleres i miljøet. Formålet er at vurdere, hvordan stoffet transporteres fra emissionskilden til den menneskelige organisme og hvilken tid, de virker i.

Ved fastsættelse af en NOEL kan der tages hensyn til mange forskellige slags effekter, men stadig begrænset af, hvilke dosis-effekt-data, der foreligger. NOEL betyder No **Observed** Effect Level. En effekt er uobserveret, hvis der ikke foreligger data fra en test, der er tilrettelagt med henblik på at observere netop denne effekt. Alle typer af effekter, som ikke er testet, er "Not Observed Effects". Hvis de relevante effekter ikke indgår i datamaterialet, bliver den beregnede NOEL for høj.

Den vigtigste del af effektvurderingen er derfor at afgøre, hvilke effekter, der er relevante. Dette spørgsmål skal

afgøres ud fra et samfundsmæssigt bestemt miljøkvalitetsmål.

Næste vigtige skridt er at fremskaffe dosis-effekt-data for de relevante effekter i stedet for at stille sig tilfreds med de dosis-effekt-data, der er lette at skaffe. Her er det dog normal praksis at kompensere for mangel på relevante dosis-effekt-data ved at dividere med en sikkerhedsfaktor på mellem 2 og 1000.

Denne praksis understreger vigtigheden af at vide, hvilke effekter, der er relevante. Det er denne viden, der skal afgøre, om sikkerhedsfaktoren 1000 skal anvendes, eller om det er tilstrækkeligt med en sikkerhedsfaktor på 2.

2.10. Risikovurdering.

Under alle omstændigheder er grænseværdien udtryk for accept af en vis risiko. Miljøstyrelsen understreger, at selv om grænseværdien fastsættes ud fra forsøg, som viser et NOEL, er grænseværdien alligevel udtryk for accept af en vis risiko. Det gælder risikoen for, at de givne undersøgelser ikke har været udført tilstrækkelig omhyggeligt, eller for at de anvendte undersøgelsesmetoder ikke har kunnet afsløre alle skadelige effekter, eller for at de undersøgte mennesker eller dyr ikke i tilstrækkelig grad har været repræsentative for de udsatte befolkningsgrupper m.v.

Med udgangspunkt i denne erkendelse kan det siges, at fastsættelse af miljøkvalitetskriteriet for grænseværdifastsættelsen består i at tage stilling til, hvor stor en risiko, der kan accepteres. Denne stillingtagen skal ske på baggrund af et samfundsmæssigt miljøkvalitetsmål. Et miljøkvalitetsmål er formuleret i et almindeligt sprog. Det er en del af miljøvurderingen at omfortolke miljøkvalitetsmålet til et kvantitativt kriterie for, hvor stor en risiko, der kan accepteres.

I nogle af de nyere miljøvurderinger er risikobegrebet blevet formaliseret. Dette kan tages som et udtryk for, at miljøregulering ikke kan opfattes som en sikkerhed mod uønskede effekter. Man må være parat til at tage en vis risiko.

Som eksempel beskrives en metode, miljøstyrelsen anviste i 1990 til anvendelse af amtskommunerne. Metoden anvendes til vurdering af forurenede grunde indenfor rammerne af lov om affaldsdepoter. Vurderingen kan danne udgangspunkt for et forslag til eventuelle oprydnings- og afværgeforanstaltninger, men også for beslutninger om, at sådanne foranstaltninger ikke er nødvendige, afhængigt af den ønskede anvendelse af grunden /36/.

Metoden lægger hovedvægten på at belyse konsekvenserne for menneskets sundhed. Også plantetoksiske effekter er nævnt. Metoden er en såkaldt risikovurdering for kemiske stoffer (Blandt andet beskrevet i /6/ og /14/).

Metoden indeholder to parallelle processer: En farligheds-vurdering og en risikovurdering. Farlighedsvurderingen er en generel vurdering af farligheden af de stoffer, som er fundet på grunden. Risikovurderingen er en konkret vurdering af risiko på den konkrete forurenede grund.

Farlighedsvurderingen går forud for risikovurderingen og kan eventuelt munde ud i, at en risikovurdering er unødvendig.

At de to processer er parallelle betyder, at de indeholder de samme elementer, blot på forskellige generaliseringsniveauer.

Både farlighedsvurderingen og risikovurderingen indeholder en eksponeringsanalyse og en effektvurdering.

Farlighedsvurderingen foretages for hvert stof, som vurderes som relevant for den pågældende type af affaldsdeponi. Hvis det er muligt, fastsættes et NOEL for hvert enkelt stof (effektanalysen), og derefter inddrages generelle oplysninger om stoffets spredning og skæbne i miljøet (eksponeringsanalysen).

Der nås således frem til et generelt kritisk niveau for hvert stof, svarende til en generel grænseværdi. Dette kritiske niveau kan nu sammenlignes med det faktiske niveau for det pågældende stof på den konkrete forurenede grund.

Hvis farlighedsvurderingen viser, at de potentielle koncentrationer på den konkrete forurenede grund vil overskride det kritiske niveau for et eller flere af stofferne, udføres risikovurderingen.

I risikovurderingen vurderes risikoen i den specifikke situation, det vil sige den enkelte forurenede grund. På grund af det lave generaliseringsniveau er det muligt at udføre en langt mere detaljeret og sikker effektvurdering og eksponeringsanalyse end på farlighedsvurderingens høje generaliseringsniveau.

Der kan tages hensyn til målgrupper, som opholder sig en meget stor del af deres tid på grunden og målgrupper i forskellige afstand fra grunden. Der kan tages hensyn til, at målgruppen kan udsættes for et stof ad flere veje, f.eks. både ved direkte kontakt og ved fortæring af grønsager, som dyrkes på grunden. Der kan tages hensyn til, at et stofs virkning kan have indflydelse på et andet stofs virkning. Der kan tages hensyn til de specifikke jordbundsforhold på grunden osv.

Risikovurderingens konklusion udtrykker sandsynligheden for, at de kritiske niveauer overskrides i den specifikke situation.

Derefter er der kun tilbage at beslutte, hvilken risiko, der kan accepteres.

2.11. Udvikling i miljøkvalitetsmål.

Risikovurderingsmetoden for forurenede grunde indeholder en mulighed for, at ikke eksperter kan bestemme miljøkvalitetsmålet. Metoden er sådan indrettet, at det, som allersidste trin, kan besluttet, hvilken risiko, der kan accepteres ved en bestemt anvendelse af den forurenede grund.

Her kan således iagttages en udvikling med hensyn til miljøvurderingernes mål, eksemplificeret ved to af de beskrevne metoder:

- Udlederkrav til vandløb besluttet ud fra en målsætning om recipientens anvendelse.
- Afværgeforanstaltninger for forurenede grunde besluttet ud fra en målsætning om, hvilken risiko, der kan accepteres i relation til en given anvendelse.

2.12. Usikkerhed og mangel på viden.

En risikovurdering går ud på at anvise vejen til at realisere den acceptable risiko, således at samfundet ikke kommer til at leve med en risiko, der i virkeligheden er større end den accepterede.

Dermed er det også muligt at skelne mellem risikobegrebet og usikkerhedsbegrebet. Risikofaktoren kan defineres som den risiko, politikerne (eller grundejeren) kan acceptere i forbindelse med grundens anvendelse. Usikkerheden er sandsynligheden for, at den faktiske risiko afviger fra den risiko, der kan accepteres.

Dette ændrer ikke ved det faktum, at det er vigtigt at vide, hvilke effekter, der er relevante. Denne viden skal bruges til at reducere usikkerheden på risikovurderingen.

Uanset at metoderne ændrer sig i retning af kvantificeringsmetoder, er det basale problem fortsat af kvalitativ art.

På grund af mangel på viden kan usikkerheden vanskeligt beskrives kvalitativt og slet ikke kvantitativt. I metodebeskrivelsen for risikovurdering af forurenede grunde henleder Miljøstyrelsen opmærksomheden på, at kvantitative data for toksikologiske effekter af kemiske stoffer er meget mangelfulde. Det fremhæves, at det er nemmere at finde tilstrækkelige data til at identificere en fare end til at vurdere faren kvantitativt.

Det er for eksempel rimeligt overkommeligt at finde tilstrækkelige oplysninger til at konstatere, at et stof er plantetoksisk end at finde oplysninger om stoffets præcise tærskelværdi for plantetoksiske effekter. Det vil således normalt være muligt at anbefale anvendelsesformer, der kan udelukke eksponering for de kemiske stoffer, der findes på grunden, f.eks. ved at udelukke

anvendelse til plantedyrkning. Derimod vil det kun i få tilfælde være muligt at fastsætte acceptable stofkoncentrationer som grundlag for en anvisning af f.eks. delvis bortgravning af arealet.

2.13. Miljøvurderinger og renere teknologi.

Princippet om renere teknologi er introduceret som styrende for en forebyggende miljøregulering /26/. Samtidig introduceres nogle centrale styringsmidler, f.eks. afgifter og kvoter /27/.

Det er endnu ikke klart, hvilke typer af miljøvurderinger, der vil blive grundlaget for anvendelse af disse styringsmidler. Sikker er det, at der kræves en eller anden form for miljøvurdering for at fastsætte størrelsen af en kvote, konsekvensen af en afgift eller for at vælge mellem 2 forskellige teknologier. Miljøvurderingen skal være grundlaget for at foretage den beslutning og det valg, som giver anledning til færrest mulige uacceptable miljøeffekter. Miljøvurderingen skal bestå af både eksponeringsanalyse og effektanalyse. Ellers kan den nødvendige kobling mellem teknologi og miljøeffekt ikke tilvejebringes.

Hvis princippet om renere teknologi virkelig skal være styrende, må hensynet til, hvilken teknologi, der er tilgængelig, veje tungere end resultatet af en miljøvurdering. Miljøvurderingen skal anvendes som prioriteringsinstrument. Miljøvurderingens resultat skal anvendes til at afgøre, hvilken teknologi, der er renere end en anden.

Nogle tendenser peger i retning af, at centralt fastsatte emissionsgrænseværdier - måske på EF-niveau - vil blive bibeholdt som styringsinstrument for indførelse af renere teknologi (se appendiks). I rammegodkendelser til virksomheder vil rammerne formentlig komme til at bestå af grænseværdier, som skal overholdes, enten ved en nedsættelse af produktionen eller ved indførelse af renere teknologi.

Der er også tegn på, at immissionsgrænseværdier vil blive anvendt i stigende grad. Miljøstyrelsen er for eksempel under pres fra jordrensningsfirmaer og rådgivende ingeniørfirmaer, som ønsker generelle grænseværdier for forurenende stoffer i jord, således at jorden kan siges at være ren, hvis grænseværdierne overholdes.

Generelle immissionsgrænser for forurenende stoffer i jord vil i sin yderste konsekvens overflødiggøre den amtskommunale risikovurdering. Amtskommunen skal blot kontrollere, at immissionsgrænseværdierne er overholdt.

Dermed bliver det de centrale miljømyndigheder, sandsynligvis EF, som skal foretage miljøvurderingerne, som grundlag for fastsættelse af grænseværdierne. Der bliver tale om miljøvurderinger på et meget højt generaliseringsniveau.

Men samtidig med disse tendenser i retning af fortsat anvendelse af generelle grænseværdier som miljøreguleringsinstrument er der også tegn på en stigende erkendelse hos de centrale miljømyndigheder af, at for mange parametre og talværdier i generelle regelsæt er af det onde (f.eks. /12/). Det hænger sammen med, at tallene som regel fastsættes som følge af kompromisser i centrale forhandlinger og ikke svarer til, hvad der kan opnås ved den bedst mulige teknologi.

2.14. Konklusion på kapitel 2.

Gennemgangen af miljøvurderingerne har vist følgende tendenser:

- 1: Det tilstræbes så vidt muligt at kvantificere problemstillinger med henblik på at gøre vurderingerne mere operationelle.
- 2: Der optræder en stigende erkendelse af risikofaktoren.
- 3: Miljøvurderingerne foretages i stigende grad af de centrale miljømyndigheder og i mindre grad af de decentrale miljømyndigheder.
- 4: Der indføres standardiserede metodeforskrifter på alle niveauer.
- 5: Der er en tendens til, at miljøkvalitetskriterier fastlægges centralt, både internationalt og nationalt, i kriteriedokumenter og lovbundne grænseværdier.
- 6: Det er endnu ikke klart, hvilken form for miljøvurdering, der skal tages i anvendelse, når der skal prioriteres mellem forskellige renere teknologier.

Til vurdering af de fire tendenser kan anføres følgende:

Ad 1: Kvantificeringen af problemstillingerne er en tilnærmelse til virkeligheden. Der er tale om kvantificering af fænomener, som dybest set kun kan beskrives kvalitativt. Den kvalitativt formulerede, og dermed mest nøjagtige, problemstilling er: Hvilke miljøeffekter er det relevant at vurdere i forhold til det samfundsmæssige miljøkvalitetsmål ?

Ad 2: Den stigende erkendelse af risikofaktoren ændrer ikke ved problemstillingens kerne. Ved at fokusere på størrelsen af risikoen kvantificeres et problem, som ikke kan kvantificeres, hvis dets kvalitative aspekter er dårligt kendte.

Ad 3: Den stigende centralisering betyder, at miljøvurderingerne skal foretages på et højt generaliseringsniveau. Det øger usikkerheden på analyserne, og det forstærker problemet at afgøre, hvilke miljøeffekter, der er relevante.

Ad 4: De standardiserede metodeforskrifter er afgørende for, hvilke effekter, der får tillagt relevans.

Ad 5: Det, der præsenteres som centralt fastsatte, "færdige" miljøkvalitetskriterier, er afledede miljøkvalitetskriterier, hvor de oprindelige miljøkvalitetskriterier er mere eller mindre skjulte, og forudsætningerne for at foretage afledningen ligeledes er mere eller mindre skjulte.

Ad 6: Hvis de miljøvurderinger, der skal anvendes som beslutningsgrundlag for indførelse af renere teknologi, ensidigt foretages på centralt administrativt niveau, er der fare for et ufleksibelt system. Der kan ikke tages hensyn til den lokale recipient eller til lokale muligheder for at indføre en endnu renere teknologi end krævet i de generelle forskrifter.

KAPITEL 3.

TILVEJEBRINGELSE AF MILJØVIDEN.

I kapitel 3 beskrives, hvad det er for en viden, der anvendes og efterspørges i miljøreguleringen. Det vil ikke i dette kapitel blive forsøgt nærmere defineret, hvad viden er. Begrebet viden vil blive omtalt ud fra sin dagligdags betydning og ud fra, hvad det er for en viden-indsamling, der er grundlaget for miljøreguleringen. Først i kapitel 4 vil begrebet viden blive beskrevet med en videnskabsteoretisk indgangsvinkel.

3.1. Viden i form af færdige konklusioner.

Miljøvurderingerne foretages med det formål at kunne konkludere om miljøtilstanden og om konsekvenser af forskellige beslutninger. Med andre ord, hvilket beslutninger, der er i overensstemmelse med miljøkvalitetsmålsætningen.

En stor del af omverdenen er kun interesseret i de færdige konklusioner. Politikerne er interesseret i de færdige konklusioner som beslutningsgrundlag.

Mange færdige konklusioner kan samles og præsenteres som en sammenhængende miljøviden, en status, over et bestemt område. Denne viden publiceres i rapporter, redegørelser og udredninger.

3.2. Videngrundlaget for miljøvurderingerne.

Det har været udgangspunktet for kapitel 2, at miljøviden skal bruges til at beskrive stofkredsløb.

Den skal anvendes til at udføre eksponeringsanalyser. Det vil sige, det skal være viden om, hvordan stoffer transporteres, omsættes og ophobes i miljøet.

Den skal anvendes til at udføre effektanalyser. Det vil sige, det skal være viden om, hvilke effekter, stofferne kan fremkalde.

Den skal anvendes til fastsættelse af miljøkvalitetskriterier ud fra en given målsætning. Det vil sige, det skal være viden om, hvilke effekter, der, bredt formuleret, kan være en trussel mod en bæredygtig udvikling.

Det fremgår af analysen i kapitel 2, at den naturvidenskabelige miljøviden desuden skal have følgende egenskaber:

Den skal så vidt muligt være kvantificerbar. Det vil sige, det skal være viden om, hvor meget stof, der transporteres, omsættes og ophobes, og hvor store effekter, stoffet kan fremkalde i en given dosis.

Den skal kunne anvendes på et højt generaliseringsniveau. Det vil sige, det skal være viden om almene egenskaber ved naturen.

Den skal anvendes til at opstille standardiserede forsøgsopstillinger til testning af stoffer. Det vil sige, det skal være viden om hver eneste miljøfaktor, der kan have betydning for fremkaldelse af effekter.

3.3. Miljøministeriets videnindsamling.

I praksis er efterspørgslen efter kvantificerbar viden en dominerende faktor. Samtidig domineres videnindsamlingen af kravet om et højt generaliseringsniveau, uden at det dog dermed er lykkedes at tilfredsstille efterspørgslen efter viden om almene egenskaber ved naturen. Der kompenseres for mangel på almen viden om naturen ved at indsamle en meget stor bunke data om naturen.

Data om stofkoncentrationer i vand, jord og organismer fra store overvågningsprogrammer. Dosis-effekt-data fra testning af mange stoffer for mange effekter.

I forskellige publikationer fra Miljøministeriet er miljøviden beskrevet som en samling af data i en databank eller af informationer i et informationsberedskab. Produktion af viden er beskrevet som et spørgsmål om at opretholde en samlet, systematiseret og koordineret dataindsamling /24, 25, 30/.

3.4. Udviklingen i miljødata.

I 70'erne begyndte det at blive et problem at følge med i den nærmest eksplosionsagtige udvikling i viden og at kunne drage nytte heraf i beslutningsprocessen.

For at sikre en koordination og for at undgå dublering af arbejdet, var det nødvendigt at oprette registre, bl.a. over planlagte og iværksatte undersøgelser og udredninger på miljøbeskyttelsesområdet /25/.

Men derudover var der behov for at koordinere og udbygge data- og informationsgrundlaget for miljødata i det hele taget.

Behovet for et bedre data- og informationsgrundlag var til stede hos de kommunale, amtskommunale og statslige myndigheder samt private virksomheder. Det var i vid udstrækning de samme oplysninger, der var brug for hos de forskellige instanser.

Det var et problem for miljøstyrelsen, at eksisterende miljødata var meget spredte. Eksempelvis var der mange miljødata i amter og kommuners miljøadministrationer, som var relevante for miljøstyrelsens arbejde, idet det var nødvendigt på det centrale niveau at have en præcis viden om, hvordan lovgivningen blev forvaltet i kommunerne, og derfor ville man gerne have en koordineret og samlet dataindsamling /24/.

Desuden fandtes der relevante data i en række andre statslige institutioner og i virksomheder.

På det tidspunkt kunne det forudses, at informationssystemer og dermed anvendelsen af edb-teknologi ville komme til at spille en voksende rolle, og der lå gennem 80'erne en stor opgave i at få samlet og koordineret datagrundlaget.

Miljøstyrelsens mål var at iværksætte en mere systematisk indsamling af information om forureningsforhold. Arbejdet ville sigte mod at tilvejebringe et informationsgrundlag, der kunne indgå i miljøbeskyttelsesarbejdet på alle administrative niveauer. I forbindelse med dette arbejde deltog miljøstyrelsen i internationale udviklingsprojekter, der sigtede mod en karakterisering af de miljødata, der var en nødvendig forudsætning for et miljøinformationssystem /25/.

Inden for rammerne af EFs forskningsprogram var man i færd med at opbygge en databank, der skulle indeholde oplysninger om miljøfarlige stoffers kemiske, biologiske og miljømæssige egenskaber, herunder oplysninger om produktion, forhandling, anvendelse, bortskaffelse, genanvendelse m.v.

Et tilsvarende projekt var iværksat af UNEP (the United Nations Environmental programme), der bl.a. havde anmodet miljøstyrelsen om at medvirke i opbygningen af et internationalt register over farlige stoffer. I tilslutning til disse udviklingsprojekter ville der blive behov for at indsamle oplysninger, der dels på grund af oplysningernes fortrolige karakter alene kunne indgå i en national databank, dels skulle opbygges, så oplysningerne i sammenstillet form kunne videregives til de internationale databanker /25/.

Hertil kom data om teknologiske forureningsbegrænsende foranstaltninger. I 1973 foretog Danmarks Statistik på baggrund af den stigende interesse for miljøproblemerne for første gang en opgørelse af industrivirksomheders investeringer i forureningsbegrænsende foranstaltninger. Tællingen blev gennemført ved et samarbejde mellem Danmarks Statistik og miljøministeriet, og det blev besluttet at fortsætte med opgørelsen af miljøinvesteringer /25/.

I 1985 tilkendegav Miljøstyrelsen, at det teknologiske videngrundlag skulle styrkes. Dette skulle blandt andet ske gennem økonomisk støtte til afprøvning af forureningsbegrænsende teknologi.

Arbejdet med at samle og koordinere data er fortsat en vigtig

del af miljøbeskyttelsesarbejdet. NPO-handlingsplanen førte til det landsdækkende kvadratnet med data om nitratnedsivning. Vandmiljøplanen førte til igangsættelse af en landsdækkende overvågning af vandmiljøet for kvælstof, fosfor, biologiske forhold m.v. /32/.

Et luftovervågningsprogram, som er igangsat i 1989, måler svovl, kvælstof og tungmetal på 6 målestationer. I danske byområder måles svovldioxid, kvælstofoxider, svævestøv og udvalgte tungmetaller /22/.

Der arbejdes på at oprette fælles centrale internationale databaser med resultater fra overvågningsprogrammerne /22/.

Det er ikke kun en opgave at samle de mange miljødata, men også at formidle dem. Et forsøg på at formidle miljødata er en publikationsserie fra Miljøstyrelsen om miljøstatistik. I denne serie er der udgivet miljødata om spildevandsslam fra kommunale rensesanlæg og om salg af bekæmpelsesmidler /33, 35/. Et andet eksempel er publikationen "Tal om natur og miljø", som i 1990 er udsendt af Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen samt Danmarks Statistik /38/.

3.5. Dosis-effekt-data.

Mange af de efterspurgte dosis-effekt-data om kemiske stoffer bør kunne fremskaffes via de oplysninger, de centrale miljømyndigheder får ind via anmeldelsen af kemiske stoffer. Brugen af generelle, stofs specifikke data i miljøvurderingerne passer sammen med den centraliserede, harmoniserede anmeldelsesordning.

I henhold til anmeldelsesreglerne skal alle nye kemiske stoffer anmeldes og vurderes før markedsføring. Den, der markedsfører et nyt kemisk stof eller produkt, har pligt til at tilvejebringe de testresultater, som er nødvendig for at vurdere stoffets miljø- og sundhedsmæssige effekter.

Der foregår en omfattende international aktivitet med henblik på at harmonisere metoder til vurdering af kemiske stoffer (se appendiks).

Metode-udviklingsarbejdet foregår i dag især i OECD-regi. Ved anmeldelse af et kemisk stof eller ansøgning om godkendelse af et bekæmpelsesmiddel i Danmark skal der tilvejebringes oplysninger efter internationale retningslinjer, de såkaldte OECD-guidelines.

Det er også OECD-metoder, som anvendes ved testning af bekæmpelsesmidler som grundlag for godkendelsessagerne (afsnit 2.6).

3.6. Mangel på dosis-effekt-data.

Det er et stort arbejde for de centrale miljømyndigheder at vurdere de indsendte testresultater i anmeldelses- og godkendelsessagerne. Skønsmæssigt markedsføres ca. 40.000 - 50.000 forskellige kemiske stoffer i dag i Danmark i forskellige kemiske produkter /39/.

I andre situationer optræder miljømyndighederne som brugere af dosis-effekt-data. Det er tilfældet, når de skal udvikle og anvende de metoder, der er gennemgået i kapitel 2.

Det er almindeligt i den litteratur, der præsenterer miljøvurderinger, at se problemet beskrevet fra et brugersynspunkt som mangel på dosis-effekt-data.

Mangelen på dosis-effekt-data er beskrevet som et generelt problem. RTECS (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances) er en almindeligt anvendt database over kemiske stoffer. (U.S. National Institute for Occupational Safety and Health. RTECS. Washington D.C.)

RTECS indeholdt i 1986 ca. 83.000 kemiske stoffer. Der var data for akut toksicitet (LD50) for ca. 80% af stofferne. Men for andre effekter som f.eks. mutagenitet var der kun data for ca. 5% af stofferne /36/. Lignende mangler er fundet for andre databaser.

Et andet problem, der beskrives i miljøvurderings-litteraturen, er, at de dosis-effekt-data, der kan skaffes fra forskellige databaser, kan være indbyrdes modstridende /44/.

Situationen beskrives som endnu værre for økotoxikologiske data. Til risikovurdering af forurenede grunde kan der f.eks. stort set ikke skaffes plantetoksiske data.

Anmeldelsesordningen sikrer, at der skaffes dosis-effekt-data for alle nye kemiske stoffer. Men det er begrænset, hvad der kræves og fremskaffes af oplysninger set i forhold til brugernes behov. For stoffer, der produceres i store mængder (High Volume Chemicals) skal der fremskaffes testresultater for bio nedbrydelighed, bioakkumulerbarhed og akut toksicitet overfor alger, krebsdyr og fisk. Det er det såkaldte Screening Information Data Set (SIDS). En oversigt over High Volume Chemicals i 1986 viste imidlertid, at kun 25-45% af stofferne havde været undersøgt for andet end akut toksicitet /13/.

For stoffer, der ikke er High Volume Chemicals, er kravene mindre (Minimum Premarketing Data). Oplysninger svarende til MPD eller SIDS findes for "nogle tusinde" stoffer /39/.

Hertil kommer alle de gamle stoffer, som aldrig er blevet anmeldt.

Af de ca. 40.000-50.000 forskellige kemiske stoffer, som i dag er på markedet i Danmark, findes der ingen eller kun ganske få

oplysninger om deres fysiske, kemiske, toksikologiske og økotoksikologiske egenskaber /39/. Bekæmpelsesmidler er en undtagelse (afsnit 2.6).

På baggrund af denne situation er der udviklet metoder, som har til formål at effektivisere fremskaffelsen af egnede dosis-effekt-data.

3.7. Prioriteringssystemer.

På grund af den næsten uoverkommelige opgave det er, at gennemgå det store antal eksisterende stoffer og produkter, der i dag er på markedet sættes der på at anvende klassificerings- og prioriteringssystemer, således at de mindre farlige stoffer kan sorteres fra de mere farlige stoffer (hazard ranking), inden der bruges ressourcer på en grundigere vurdering.

Arbejdet med at udvikle prioriteringssystemer for kemiske stoffer foregår på internationalt niveau. Forskellige lande og EF har foreslået eller udviklet systemer i form af scoringssystemer. Stofferne scorer point efter en række parametre, der karakteriserer eksponering og toksicitet. Derefter sorteres stofferne efter antallet af points. Forskellene mellem de europæiske prioriteringssystemer ligger i vægtningen af de forskellige parametre /37/.

OECD har i 1984 foreslået et prioriteringssystem, som i 1989 er afprøvet i Norge /43/. Stofferne sorteres i:

1. Selected chemicals.
2. Non-selected chemicals.
3. Standby chemicals.

Den sidste gruppe består af stoffer, der ikke kan klassificeres indenfor systemet på grund af utilstrækkelige oplysninger.

Denne indledende sortering af kemiske stoffer kaldes også screening. De oplysninger (Screening Information Data), der skal foreligge ved anmeldelse af High Volume Chemicals, skal være egnede til at indgå i de første stadier af sorteringen. Hvis screeningen viser, at stoffet må prioriteres som farligt, skaffes der mere detaljerede oplysninger for det pågældende stof.

Systemet skal fungere som en hjælp for brugerne af dosis-effekt-data. De kan på langt sigt gå ud fra, at kemiske stoffer, som ikke er særlig velforsynede med dosis-effekt-data, er de mest prioriterede stoffer, dvs. de mindre farlige. Hvis brug. en ikke har tid til at vente på det, kan han/hun foretage sin egen screening ved hjælp af en af de udviklede screeningsmetoder. Herefter kan brugeren afgøre, om der er behov for en mere detaljeret undersøgelse. Ved opstilling af den i afsnit 2.8 omtalte strategi for miljøfarlige stoffer i spildevand er

der f.eks. anvendt en screeningsmetode.

Sorteringen kræver, at der er viden til rådighed om sorteringskriterierne. I denne forbindelse viste der sig nogle problemer ved afprøvningen af OECD-systemet. For at kortlægge eksponeringen kræves kendskab til produktions- og importvolumen, forbrugsmønstre, den eksponerede populations egenskaber, stoffets fysiske og kemiske egenskaber og dets forekomst og skæbne i miljøet. Imidlertid var der kun begrænsede muligheder for at skaffe sådanne data.

Da filosofien er, at der skal anvendes et minimum af ressourcer ved screening, blev det valgt at karakterisere eksponeringen udelukkende ved produktions- og importvolumen samt fysiske egenskaber. De øvrige parametre blev gemt til den senere review-fase, hvor de højest prioriterede stoffer får en grundigere vurdering.

For sundheds- og miljøeffekter er eksisterende data anvendt, men uden nærmere vurdering. Under miljøeffekter henregnes toksicitet samt nedbrydning og bioakkumulering.

I screeningssystemer defineres toksicitet udelukkende ved hjælp af ED50 og LD50. Systemerne definerer, hvilke tærskelværdier for ED50 og LD50, der er så lave, at stoffet kan siges at være toksisk eller meget toksisk. Nedbrydning og bioakkumulerbarhed defineres ud fra kemiske parametre som BOD, COD og fordelingskoefficienten mellem vand og octanol (Kow) (se afsnit 3.10).

3.8. Estimering af data.

Men også brugere af screeningsystemer klager over mangel på dosis-effekt-data på trods af de mere beskedne krav. Et betydeligt antal stoffer klassificeres som standby chemicals eller incompletely processed chemicals.

Datamangelen har ført til, at et andet nyt metodisk område er opstået indenfor økotoksikologien: Estimering af data.

Kort sagt betyder dette, at stoffernes biologiske data beregnes (estimeres) ud fra deres fysiske og kemiske data, f.eks. molekylvægt eller forskellige molekylstruktur-parametre. Hertil opstilles empiriske statistiske modeller for sammenhængen mellem stoffernes fysisk-kemiske egenskaber og deres biologiske egenskaber, såkaldte QSAR-modeller (Quantitative Structure Activity Relationship).

En sådan model opstilles for en gruppe af kemisk beslægtede stoffer, f.eks. visse grupper af chlorerede kulbrinter. For at opstille modellen skal der bruges rigtige biologiske test-data for nogle af stofferne. Det skal helst være stoffer, som repræsenterer ekstremer i spektret af egenskaber indenfor gruppen. Det kan ligefrem være en fordel at udvikle særlige stoffer, så-

kaldte deskriptorer, til dette brug.

Estimeringen går så ud på at intrapolere fra disse kendte biologiske data til de tilsvarende biologiske data for andre stoffer i stofgruppen.

QSAR-modeller af Hansch-typen (refereret i /41/) er baseret på den antagelse, at den biologiske effekt (BE) er en funktion af de kemiske egenskaber :

$$\log BE = a(L) + b(EL) + c(ST) + \dots + \text{const.},$$

hvor L er stoffets lipofile egenskaber, EL de elektroniske egenskaber og ST de steriske egenskaber .

Nogle modeller kan tegne en hel dosis-effekt-kurve for et stof.

Efter at modellen er opstillet, skal den verificeres ved hjælp af stoffer med rigtige biologiske test-data. Ved verificeringen sammenlignes de rigtige data med de estimerede data.

For brugeren af prioriteringssystemer kan det være mere økonomisk at estimere sine egne data frem for at indsamle dem fra internationale databaser. Det koster penge at foretage databasesøgninger, men udgiften kan begrænses ved at foretage søgning efter flere stoffer i samme arbejdsgang. Brugeren kan nøjes med at søge data for de stoffer, der skal bruges til opstilling og validering af modellen. Brugeren får gradvist opbygget sin egen database, så nye undersøgelser lettes på grund af data fra tidligere undersøgelser /43/.

3.9. QSAR-modellernes begrænsninger.

Der er grænser for, hvor langt data-estimeringsmetoderne kan udvikles, hvis udviklingen sker på et rent empirisk grundlag. Begrænsningerne viser sig i form af problemer under udviklingen af metoderne. F.eks. kan det, vise sig, at den gruppe af stoffer, der - ud fra kemiske forudsætninger - blev antaget som en homogen gruppe, alligevel ikke er homogen bedømt ud fra stoffernes biologiske egenskaber. Dette kan få hele QSAR-modellen til at falde fra hinanden, fordi forudsætningerne er forkerte.

Teoriudviklingen bag QSAR-modeller må beskæftige sig med de mekanismer, der er årsag til sammenhænge mellem stoffernes fysisk/kemiske egenskaber og deres biologiske egenskaber. Med et bedre kendskab til disse mekanismer formindskes risikoen for at opstille QSAR-modeller på forkerte forudsætninger.

Disse mekanismer hedder det i /18/, at idéen om, at der er en sammenhæng mellem molekylstruktur og effekter, er temmelig gammel. Den er affødt af den fundamentale videnskabelige empiriske lov, at enhver ændring i et systems sammensætning og struktur er forbundet med ændringer i systemets egenskaber og funktioner.

Fysiske, kemiske, biologiske og biokemiske processer i miljøet kan således karakteriseres som vekselvirkninger mellem forskellige molekylstrukturer. Et forurenende stofs effekt beror på en sådan vekselvirkning. Den måde, vekselvirkningen sker på, er bestemt af det forurenende stofs molekylstruktur og molekylstrukturen af biotiske og abiotiske miljø-compartments. Endvidere er den bestemt af molekyllernes relative mængder og det totale systems vekselvirkninger og fysisk-kemiske egenskaber.

Ofte vides det ikke præcist, hvor og hvordan et forurenende stof reagerer med sit miljø, fordi biotiske og abiotiske miljøsystemer er meget komplekse og variable i struktur og funktion. Men det er muligt at beregne forskellige parametre, som er relateret til molekylstruktur. Det kan forudsiges, og i nogle tilfælde forklares, hvilke miljøeffekter, der vil opstå ved påvirkning af visse molekylstrukturer. QSAR-modeller kan også bruges til relative forudsigelser eller forklaringer af et stofs miljøeffekt i forhold til et andet stof med en beslægtet molekylstruktur.

I /41/ fremhæves, at toxicitetsmodeller ved hjælp af QSAR er et værktøj til fortolkning af resultater fra biologisk testning. De statistiske metoder, som anvendes i QSAR, har til formål at ekstrahere den information, som er indeholdt i de biologiske data. Men i sidste ende er formålet at reducere den biologiske testning.

3.10. Eksempel: Lipofile og hydrofile stoffer.

Dataestimering udøves især med succes til rangordning af organiske forbindelser, hvis toxicitet er knyttet til deres opløselighed i fedt eller vand, det vil sige henholdsvis lipofile eller hydrofile egenskaber.

Den bagvedliggende teori er, at de lipofile stoffer kan akkumuleres i levende fedtvæv og det betyder, at de kan give anledning til langtidseffekter.

Et eksempel er tetrachlorethylen og dets omsætning i grannåle. Tetrachlorethylen er et lipofilt stof. Når det er optaget i grannålen, akkumuleres det i de fedtholdige lag i nålens overhud (kutikula). Akkumuleringen betyder, at tetrachlorethylen er let at påvise ved kemiske målinger af grannåle. Så længe stoffet befinder sig i nålens kutikula, har det ikke nogen plantetoksisk virkning.

Men det er påvist, at tetrachlorethylen efterhånden kan omdannes i grannålens kutikula, således at omdannelsesprodukterne frigives til nålens indre. Dette sker ved, at tetrachlorethylen reagerer med ozon. Et vigtigt omdannelsesprodukt er trichloreddikesyre (TCA), som er et hydrofilt stof.

Stoffet TCA har været anvendt som et meget effektivt herbicid, men er nu forbudt i de fleste lande. Der er blevet forsket en

del i TCAs plantetoksiske virkninger i 1950'erne og 1960'erne. Kort fortalt virker TCA ved at reagere med plantens protein. Men de biokemiske mekanismer er ikke fuldstændig klarlagt /45/.

Et organisk stofs lipofile eller hydrofile egenskaber kan forklares ud fra molekylstrukturen. Hvis den elektriske ladning er ensartet fordelt over hele molekylet, kaldes stoffet et apolært stof, og stoffet er fedtopløseligt. Simple kulbrinter med kulstofbindinger til brint, ilt, kvælstof og svovl, er fedtopløselige. Hvis brintatomet udskiftes med en hydroxylgruppe (OH-), øges molekylets polaritet og dermed dets hydrofile egenskaber. Graden af hydrofile egenskaber afhænger af forholdet mellem f.eks. antallet af brintgrupper (H-) og antallet af hydroxylgrupper (OH-).

Her er tale om en teoretisk sammenhæng mellem molekylstruktur og fedtopløselighed. Den bygger på teorier om organiske stoffers elektriske egenskaber. På grundlag af denne teoretiske viden er der udviklet en simpel metode til bestemmelse af graden af lipofilitet: Fordelingsforholdet i n-octanol:vand (Kow).

Testen udføres ved at sætte stoffet til et 2-fase-system bestående af n-oktanol og vand og derefter måle, hvordan stoffet fordeler sig i de 2 faser. Stoffer, der er meget lidt vandopløselige, har en høj n-oktanol:vand-fordelingskoefficient (Kow). Det er en nem metode i forhold til at foretage en økotoksikologisk test.

Men at et stof er lipofilt er ikke nogen garanti for, at det kan medføre langtids-toksiske virkninger. Det afhænger blandt andet af, hvilke hydrofile omdannelsesprodukter, det kan frigøre til vævsvæskerne.

Den teoretiske viden om sammenhæng mellem lipofilitet og molekylstruktur kan suppleres med empiriske sammenhænge mellem andre molekylstruktur-parametre og toksikologiske egenskaber. Empiriske og teoretiske sammenhænge kan støtte hinanden under udvikling af en mere forfinet QSAR-model.

3.11. Fra LD50 til NOEL.

De dosis-effekt-data, som er lettest og billigst at fremskaffe ved biologiske testmetoder, og som er hyppigst forekommende i tilgængelig toksicitetslitteratur, er data for akut toksicitet på en enkelt art, oftest angivet som ED50 eller LD50. Disse tal angiver koncentrationerne, hvor der er konstateret effekt eller død hos 50% af forsøgsorganismerne.

Men et fra brugersynspunktet er der ofte behov for en anden form for dosis-effekt-data, som er mere relevante for det ydre miljø. Det vil sjældent være i overensstemmelse med et miljøkvalitetsmål, at 50% af populationen udviser effekter eller dør.

For nogle typer af effekter er udgangspunktet, at det eksisterer en No Observed Effect Level (NOEL). Det vil sige, at hvis koncentrationen er mindre end NOEL, kan der ikke observeres effekter. En NOEL-værdi er et mere relevant miljøkvalitetskriterie end en LD50-værdi. Det er beskrevet i afsnit 2.9, hvorledes en NOEL-værdi kan beregnes ud fra mange LD50-værdier.

3.12. Ekstrapolationsmetoder.

Biologiske tests udføres for akut toksicitet på enkeltarter, men der er behov for en NOEL-værdi, som teoretisk også kan beskytte andre arter og på længere sigt.

Der har været forsøg på at udvikle økologiske testmetoder med miniøkosystemer under kontrollerede laboratoriebetingelser (f.eks. /21/). Denne retning er imidlertid mere eller mindre opgivet, fordi det er for vanskeligt at holde styr på de mange variable i sådan et system.

Med udgangspunkt i blandt andet disse problemer arbejdes indenfor økotoksikologien med udvikling af ekstrapolationsmetoder. Fra resultatet af en relativt simpel test på en enkelt art skal der ekstrapoleres til en NOEL-værdi, som også sikrer langtidsbeskyttelse af andre arter.

På den anden side er det ikke altid relevant at beskytte hver enkelt individ og hver enkelt art i et økosystem. Hvis et vandløb skal kunne anvendes som karpefiskevand, betyder det ikke så meget, om et enkelt individ eller en enkelt art i karpefiskens fødegrundlag forsvinder, hvis den bliver erstattet af en anden, som er lige så velegnet.

I /20/ er beskrevet en tysk metode, som ud fra NOEL-værdier for enkeltarter matematisk kan beregne den sikkerhedsfaktor, der vil beskytte en given procent af de organismer, der er til stede i et givet jordmiljø. Der gås ud fra det eksempel, at 95% af dyrelivet ønskes beskyttet. Yderligere en sikkerhedsfaktor kan indregnes, hvis jorden skal anvendes som dyrkningsjord eller på anden måde være af høj kvalitet.

I metoden kan der tages hensyn til, at nogle arter i jord-økosystemet, f.eks. nedbrydere, skal have en særlig beskyttelse, fordi de er særlig vigtige for det samlede økosystem.

3.13. Sikkerhedsfaktorer.

I Miljøstyrelsens principper for fastsættelse af grænseværdier er det beskrevet, hvorledes en samlet sikkerhedsfaktor beregnes ved multiplikation mellem 3 enkelte sikkerhedsfaktorer, som hver især repræsenterer et usikkerhedsmoment i beregningerne (afsnit 2.9).

I litteraturen er der beskrevet forskellige mere eller mindre sindrige metoder til kombination af sikkerheds- eller risikofaktorer.

I /52/ opstilles et ligningssystem, der kombinerer risikoen ved rygning med risikoen ved indtagelse af alkohol. Disse 2 stoffers effekter på mennesker er ret godt forklaret og beskrevet, blandt andet ud fra epidemiologiske undersøgelser. Det er derfor muligt at beskrive risikoen ved en ret detaljeret model, der tager hensyn til mange faktorer, f.eks. alder og levevis.

Metoden er beregnet på at kombinere risiko for vilkårlige kemiske stoffer. Hvis der ikke vides så meget om processerne kan der anvendes en forsimplet løsning af det opstillede matematiske ligningssystem. Efterhånden som der indhentes mere viden om sundhedseffekterne, kan ligningssystemet gøres mere komplekst.

De mest omfattende risikovurderingssystemer anvendes i USA. Den amerikanske Miljøstyrelse har sat risikovurdering i system i en såkaldt "integreret risiko analyse" til prioritering af miljøindsatsen /3/.

Systemet omhandler eksponeringsveje på tværs af medierne luft-jord-vand, effekter af en lang række kemiske stoffer og miljøkriterier. Med dette system kan der tages beslutninger med begrænsede ressourcer til rådighed. Systemet har været brugt til at beregne grænseværdier for tungmetaller i spildevandsslam under hensyn til 24 eksponeringsveje fra landbrugsjord til mennesker, dyr og planter /16/.

3.14. Sammenhænge.

Efter disse eksempler på, hvordan data estimeres og bearbejdes, vil det nu blive belyst, hvordan dataene bringes ind i en større sammenhæng.

En af målsætningerne med Miljøstyrelsens "informationsberedskab" blev i 1985 formuleret således:

" - at understøtte vurderinger af de komplicerede årsags/virkningssammenhænge, der knytter sig de store infrastrukturinvesteringer inden for eksempelvis vandforsynings-, spildevands- og affaldshåndteringsområdet sammen med udviklingen i miljøkvaliteten" /30/.

Målsætningen for DMUs arbejde er formuleret således, at DMU blandt andet skal:

" - aretage og rådgive om dataindsamling og øge kendskabet til de processer og sammenhænge i naturen, der er af betydning for såvel anvendelsen som beskyttelsen af Danmarks natur- og miljøværdier" /22/.

Set i forhold til miljøvurderingerne (kapitel 2) og i forhold til enkeltstofreguleringen i det hele taget, er det sammenhænge mellem de enkelte dele af stofkredsløbene, der ønskes nærmere kendskab til.

3.15. Stofkredsløbet som overordnet system.

Sammenhænge er kun brudstykker af helheden. Hvis mange sammenhænge kendes, kan hele systemet beskrives. Hele systemet er et stofkredsløb, hvor de enkelte dele af kredsløbet er påvirket af de dele af kredsløbet, der går forud, samt af faktorer i det omgivende samfund og miljø.

Hele systemet kan som regel ikke beskrives uden brug af begreber fra flere forskellige fag.

Et eksempel er det system, der skal kendes for at udføre en integreret vandplanlægning. Hele systemet er et afstrømningsområde eller et vandløbsopland. Det er nødvendigt at kende alle de faktorer, der influerer på vandløbssystemets miljøkvalitet: klimatiske faktorer, spildevandsudledning, vandindvinding, fiskeri, sejlads, dræning, regulering, grødeskæring osv. Det skal kunne beskrives, hvorledes de forskellige faktorer virker sammen og influerer på hinanden og på afstrømning og vandløbskvalitet. Det skal kunne beskrives, hvorledes stoffer transporteres gennem jordlagene og hvorledes afstrømning og vandløbskvalitet virker på de organismer, som lever i vandløbet.

I DMUs årsberetning for 1989 fremhæves det, at begrebet "forureningskæde", der beskriver en forurening fra kilde til miljøeffekt, er en for simpel fremstilling af de aktuelle miljøproblemer, idet mange forureningskæder griber ind i hinanden og danner et "forureningsnet". Det er derfor ikke muligt at klarlægge natur- og miljøproblemer gennem en forskningsindsats, som er begrænset til de enkelte medier eller af de traditionelt opbyggede fagområder.

Som eksempel anvendes forsuringsproblematikken, der kun kan angribes ved en koordineret opbygning af viden om klima, hydrologi, økologi og kemi samt om industri, energi, trafik og jordbrug /22/.

Nærværende projekt koncentrerer sig om den del af stofkredsløbet, som er ude i naturen. Overordnet set er dette en stofstrøm fra kilde til effekt. Men denne stofstrøm indeholder mange delkredsløb.

Både eksponeringsanalysen og effektanalysen kan behandle systemer, som er delkredsløb af det overordnede system.

I eksponeringsanalysen kan et delkredsløb f.eks. være sedimentet på bunden af en sø. Der sker hele tiden en sedimentation og en frigørelse af stoffer til og fra sedimentet i forhold til vandfasen. Sedimentet kan siges at have sit eget stofkredsløb,

som står i vekselvirkning med det overordnede stofkredsløb.

I effektanalysen defineres delkredsløbet ved optagelse, stofskifte og udskillelse i forhold til den organisme, population eller det økosystem, der kan udvise effekter. Der kan også beskrives mindre del-kredsløb, f.eks. det kredsløb, der foregår i en celle i en gran-nåls overhud.

Hele stofkredsløbsbetragtningen bygger på den almene bevarelseslov, som siger, at mængden af det enkelte grundstofs atomer er konstant (med visse tilnærmelser, da der også findes kerneprocesser, som kan omdanne et grundstof til et andet). Det kan afledes af bevarelsesloven, at mængden af atomer af et bestemt grundstof, som går ind i systemet, vil være den samme, som går ud af systemet. Herfra skal dog trækkes den mængde, som ophobes i systemet i den betragtede periode.

3.16. Miljømodeller.

Bevarelsesloven om stoffernes konstans er blevet udnyttet og videreudviklet i modelbeskrivelser af systemer. I modellerne indgår, hvordan stoffene transporteres, omsættes og virker på hinanden.

Dette sker med processerne som drivkraft.

Processerne kan ikke forklares ud fra loven om stoffernes konstans. Der kan kun gættes på, at det er processerne, der styrer sammenhængene. Det antages, at processerne bestemmer, hvor meget stof, der ophobes forskellige steder i miljøet, og hvor hurtigt, stof transporteres fra ét sted til et andet.

Nogle processer er kendte og kan forklares teoretisk. For eksempel fordampning, nitrifikation, fordøjelse. Om de kendte processer vides det, at de er styrende for stoftransporten. Det er derfor en nærliggende antagelse, at hele systemet er styret af processer, selv om ikke alle processer er særlig godt kendte.

Fremgangsmåden ved en modelopstilling vil ofte være, at hele systemet indledningsvis beskrives på et overordnet niveau. Det kan være i form af en tegning, hvor stofophobninger tegnes som kasser, og de processer, som transporterer stofferne, tegnes som pile, der forbinder kasserne. Der kan også sættes tal for stofmængder, koncentrationer og transporthastigheder på kasserne og pilene. Sikkerhedsfaktorer (eller usikkerhedsfaktorer) kan indføres i modellen som forudsætninger for de enkelte talstørrelser.

For at opstille et helt system, kan det være nødvendigt at gætte sig frem til nogle af kasserne og pilene. Hvis der gættes på en proces, som transporterer stof fra en kasse til en anden, men processen ikke kendes præcist, tegnes en pil for en proces, som formentlig eksisterer.

I modelarbejdet forsøges kasserne og pilene beskrevet så godt som muligt. Da alle processer ikke kendes, kan der ikke uden videre sættes tal på pile og kasser. I stedet anvendes måleresultater. Måleresultaterne repræsenterer virkeligheden, så selv om processerne ikke er kendte, er det muligt ved hjælp af måleresultater at beskrive det, der antages at være resultater af processerne: Stoftransporter, omsætningshastigheder, opkobninger. Hertil kan det være nyttigt at have mange data.

Når modellen er opstillet, kan den verificeres ved sammenligning mellem modelforudsigelser og nye målinger. Hermed opnås en yderligere afkræftelse eller bekræftelse af de gæt, der er gjort ved modelopstillingen. Da der ofte er tale om en stor datamængde, som umiddelbart er helt uoverskuelig, anvendes statistiske metoder til at ordne dataene og til at vurdere, i hvor høj grad, de bekræfter modellen, for eksempel ved beregning af sikkerhedsfaktorer.

En model, der opstilles næsten udelukkende ved hjælp af data og kun i mindre grad ud fra teoretiske sammenhænge, kaldes en empirisk model.

Jo flere data, der bekræfter modellen, desto større er sandsynligheden for, at modellen beskriver virkelige sammenhænge, som er styret af virkelige processer.

3.17. Miljømodeller i praksis.

Det er vist i praksis, at miljømodeller er egnede som værktøjer til eksponeringsanalyser.

Nordisk Ministerråds luftgruppe beskriver, hvorledes modellerne styrker viden om forureningen i sammenligning med blot at beskrive forureningen ved en samling måledata /46/:

"Målinger har den svaghed, at de kun giver information om det sted og det tidspunkt, hvor målingerne er foretaget. Ved "rigtigt" valg af målesteder kan man antage, at værdierne er repræsentative for et vist område. De kan ikke uden videre vise, hvor forureningen kommer fra, dvs. fortælle hvilke kilder, der bidrager til en målt værdi.

For at kunne besvare sådanne spørgsmål, må man have et matematisk "værktøj", en model, som på grundlag af udslipsdata, meteorologiske data, kemisk/fysiske parametre og en beskrivelse af processerne i atmosfæren, kan beregne koncentrationen af forurenende stoffer i hvert punkt i området. For nogle af punkterne vil der også findes målinger, og ved at sammenligne målte og beregnede værdier kan man vurdere, hvor gode modelberegningerne er".

Også de omtalte QSAR-modeller er eksempler på, at modeller er nyttige i praksis.

3.18. Systemtænkningens niveaudeling.

Ud fra loven om grundstofferne konstans kan der opstilles modeller af overordnede kredsløb og delkredsløb. Der er beskrevet og forklaret processer, der virker på det overordnede kredsløb og på delkredsløbene. Udvaskning af fosfor til en sø er en proces i det overordnede kredsløb. Omsætning af fosforholdige forbindelser i søsedimentet er processer i delkredsløbet. Stofskiftet hos en bakterie, der lever i bundsedimentet, sker ved processer i et endnu mindre delkredsløb.

Der kendes mange eksempler på, at resultaterne af de processer, som virker i det overordnede kredsløb, har indflydelse på processerne i delkredsløbene og omvendt. Hvis der skylles mere fosfor ud i søen, kan der leve flere bakterier i bundsedimentet.

Det er nyttigt at kende mange af de sammenhænge, der virker fra ét niveau i kredsløbet til et andet. Det er afgørende for en vellykket enkeltstofsregulering at kende nogle sammenhænge, der kan koble viden om det enkelte stof (molekyle) med viden om processerne i delkredsløbene (celler, organismer) og i det overordnede kredsløb (recipient, biotop, økosystem). Det er denne viden, der skal sikre, at miljøreguleringen er i overensstemmelse med miljøkvalitetsmålet.

Ønsket om at kunne forklare processer, der virker fra ét niveau til et andet, har ført til opstilling af modeller for sammenhængene mellem niveauerne. QSAR-modeller beskriver sammenhænge mellem molekyllstruktur-niveau og celle- eller individ-niveau. Generaliseringer ud fra testmetoder og ekstrapolationsmetoder bygger på sammenhænge mellem individ-, populations-, samfunds- og økosystemniveau.

3.19. Empiriens grænser.

Der er grænser for, hvor pålidelige og detaljerede miljøvurderinger, der kan udføres med en rent empirisk model. Systemet kan beskrives, men de enkelte sammenhænge kan ikke forklares. Det er ikke sikkert, at de beskrevne sammenhænge eksisterer i virkeligheden.

Det kan være en udvej at samle flere data, der bekræfter sammenhængen. Men i mange tilfælde kan de indsamlede data ikke helt entydigt beskrive sammenhængen. Beskrivelsen er belagt med usikkerhed.

Det kan også være en udvej at lede efter tendenser og mønstre i datamassen. Tendenser og mønstre kan være tegn på, at en pil i systemopstillingen skal splittes op i 2 pile. Men få data og uklare tendenser giver usikkerhed. Det er nødvendigt med en høj statistisk sikkerhed for at tage skridtet at lave om på modellen.

Vejen til en mere sikker modelopstilling er at forklare så mange sammenhænge som muligt ud fra et kendskab til de faktiske processer.

Til indførelse af forklaring i modellen kræves der et input af teoretisk viden. Naturvidenskabelig teoretisk viden er viden om almene egenskaber ved naturen.

3.20. Konklusion på kapitel 3.

Der kan iagttages 2 hovedtendenser i efterspørgslen efter miljøviden:

Det tilstræbes at tilvejebringe en meget stor mængde data.

Der efterspørges en tværgående viden, som kan forklare sammenhænge mellem forskellige såkaldte niveauer, f.eks.: molekylniveau, celleniveau, artsniveau, økosystemniveau.

Denne efterspørgsel har ført til udvikling af et hierarki af metoder, der er gensidigt afhængige af hinanden.

I dette hierarki er de biologiske testmetoder de mest grundlæggende. Her knyttes forbindelsen mellem molekylniveau og det biologiske niveau, idet enkeltstofferne biologiske egenskaber defineres.

Resultaterne fra testningen anvendes til estimering af yderligere data ved hjælp af dataestimeringsmetoder og ekstrapolationsmetoder. Resultaterne fra dataestimeringsmetoderne anvendes i screeningsmetoderne.

Resultaterne fra screeningsmetoderne anvendes til farlighedsvurderinger.

Resultater af farlighedsvurderinger anvendes som udgangspunkt for risikovurderinger og grænseværdifastsættelse, eventuelt efter kombination af sikkerhedsfaktorer fra de enkelte farlighedsvurderinger.

Risikovurderinger anvendes som grundlag for samlede konklusioner om sammenhæng mellem forureningsbelastning og miljøets tilstand. De samlede konklusioner anvendes som grundlag for miljøbeslutninger,

Den umiddelbare fare ved et sådant metodehierarki består i, at de dosis-effekt-data, der anvendes som grundlag for miljøvurderingerne, er adskilt fra den problemstilling, som er den væsentlige: Hvad er en relevant miljøeffekt? Miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetskriterier skjuler sig under lag på lag af metoder, som alle hver især indfører nye mål og kriterier eller modificeringer af de gamle.

De mange led forringer sikkerheden for, at de beregnede grænseværdier er i overensstemmelse med det oprindelige miljøkvalitetsmål. Og de svækker muligheden for, at den, der tager beslutningen, kan kontrollere, om denne overensstemmelse er til stede. Hvert mellemliggende led bygger videre på forarbejdede data fra det foregående led.

Det kan blive en fast praksis, at vi i fremtiden får præsenteret resultater af miljøvurderinger uden ledsagende oplysninger om, hvilke miljøkvalitetsmål og miljøkvalitetskriterier, der har været forudsætning for vurderingen. Det bliver uigennemskueligt, hvilke interesser, der varetages gennem miljøreguleringen.

Problemet kan tænkes løst på to måder. Enten tilvejebringer naturvidenskaben den teoretiske viden om de kvantificerbare, generaliserbare sammenhænge mellem enkeltstoffer og økosystemeffekter. Eller også slækker miljøreguleringen på sine krav til denne form for viden.

Kapitel 4 behandler mulighederne for den førstnævnte løsning.

KAPITEL 4.

HVAD ER VIDEN ?

4.1. Forskellige slags forskning.

I sin årsberetning for 1989 skelner DMU (Danmarks Miljøundersøgelser), som er en institution under Miljøministeriet, mellem erkendelsesforskning, strategisk forskning, anvendt forskning og udviklingsarbejde. De tre sidstnævnte typer af arbejde udføres på DMU /22/.

Her er således betegnet tre slags forskning samt udviklingsarbejde.

Tidligere blev der kun skelnet mellem 2 slags forskning samt udviklingsarbejde. Miljøministeriets laboratorieplan fra 1974 indeholdt følgende definitioner /23/:

"Ved **grundforskning** forstås her videnskabeligt arbejde, som ikke primært sigter mod praktisk anvendelige resultater, men mod udvidet forståelse af et problem".

"Ved **målforskning** forstås her videnskabelige undersøgelser, som primært sigter mod opnåelse af praktisk anvendelige resultater til brug for løsning af konkrete, foreliggende problemer".

"Ved **udviklingsarbejde** forstås her frembringelse af nye eller forbedrede materialer, produkter og processer".

Forskellen er, at målforskning, i modsætning til grundforskning, sigter mod praktisk anvendelige resultater.

4.2. Overgangsområdet: Strategisk forskning.

Miljøministeriets anvendelse af betegnelser for forskellige slags forskning afspejler en udvikling fra 1974 til 1990.

Det har i denne periode vist sig vanskeligt, både i praksis og begrebsmæssigt, at opretholde skellet mellem en grundlæggende erkendelsesforskning(grundforskning) og en mere praktisk orienteret anvendt forskning(målforskning). Det har været nødvendigt at definere en tredje slags forskning: Strategisk forskning.

Definitionen på strategisk forskning fremgår indirekte af følgende citat: "Ved at sikre en større grad af langsigtet, strategisk forskning vil DMU opbygge en grundlæggende forståelse af centrale miljø- og naturproblemer, som sammen med pålidelige miljødata danner en paratviden, der giver de administrative styrelser mulighed for en forebyggende indsats og for at kunne gribe hensigtsmæssigt ind" /22/.

Nødvendigheden af at indføre begrebet strategisk forskning udspringer af modsætninger i begrebet forebyggende miljøregulering. På den ene side skal miljøeffekterne udforskes, før de udvikler sig til uacceptable miljøeffekter. På den anden side er det umuligt at forudsige med naturvidenskabelige metoder, hvad der på et senere tidspunkt vil blive udråbt til en uacceptabel miljøeffekt, fordi dette er samfundsmæssigt bestemt.

Den forsker eller forskningsinstitution, som vælger et forskningsemne ud fra en fornemmelse af, at dette kan blive et fremtidigt miljøproblem, befinder sig i grænseområdet mellem den erkendelsesrettede og den målrettede forskning.

Men det er nødvendigt for en forebyggende miljøregulering, at der udføres forskning i dette grænseområde. Det er den eneste mulighed for, at miljøeffekter kan studeres, før de bliver samfundsmæssigt defineret som uacceptable miljøeffekter.

4.3. Eksempler på forskning i grænseområdet.

Som et eksempel skal nævnes de projekter, der udføres med støtte fra luftgruppen under Nordisk Ministerråds Embedsmandskomité for miljøbeskyttelse. De projekter, der støttes, er knyttet til de nordiske miljøforvaltningers behov for viden i forbindelse med indgreb mod luftforurening og i forbindelse med det internationale samarbejde mod luftforurening /46/.

Trods dette praktiske sigte må luftgruppen i sin arbejdsbeskrivelse for 1984-1988 erkende, at en stor del af de støttede projekter indeholder, hvad gruppen kalder "forholdsvis grundlæggende udviklingsarbejde". Disse projekter har givet resultater, som er publicerbare i videnskabelige tidsskrifter. Luftgruppen er opmærksom på, at dette kan tolkes sådan, at projektprogrammet omfatter grundforskning, som normalt ikke finansieres over Ministerrådets budgetter. Som forklaring anfører luftgruppen blandt andet, at det er nødvendigt at fremskaffe de grundlæggende forskningsresultater på et tidligt tidspunkt i stedet for at vente på, at forskningsresultater skal foreligge fra andre.

Et andet eksempel på forskning i grænseområdet mellem erkendelsesrettet og målrettet forskning er den forskning, der udføres i tilknytning til overvågningsprogrammer.

Det er anført af DMU, at overvågningen løbende skal kunne give en oversigt over den øjeblikkelige tilstand, og eventuelle udviklingstendenser skal hurtigt kunne opdages på et statistisk sikkert grundlag /22/.

Her er det muligt for forskerne, ud fra deres viden og fornemmelse, at definere, hvad der forstås ved "tilstand" og "udvikling". Det bliver således muligt at foretage målinger af variable, som endnu ikke er erkendte som uacceptable typer af miljøeffekter.

Effekter eller stofkoncentrationer i bestemte dele af miljøet, som (endnu) ikke er defineret som uacceptable effekter, kan måles løbende som indikatorer for forureningstilstanden.

F.eks. kan tungmetalindholdet i dyr anvendes til forureningsindikation. Overvågning ved hjælp af organismer kaldes biomonitoring. På havområdet anvendes blåmuslingers indhold af tungmetal (under nærmere definerede forudsætninger) som forureningsindikation.

På det terrestriske område har nogle nordiske forskere foreslået en tilsvarende biomonitoring. Indholdet af tungmetaller i dyr er øget i visse regioner på grund af forurening fra atmosfæren. Hvis forureningsnedfaldet fortsætter, kan det med tiden få konsekvenser for menneskets sundhed. De målte niveauer er for lave til at forårsage nogen øjeblikkelig effekt /42/.

Overvågningen giver kun begrænset udbytte, hvis den ikke ledsages af forskning. Vurderingen af, at tungmetalniveauerne i dyr måske med tiden kan blive et miljøproblem skete på grundlag af forskningsresultater. Fortolkningen af fortsatte målinger af tungmetalindholdet i dyr kræver også forskning. Hvis denne forskning (endnu) ikke omhandler et samfundsmæssigt erkendt miljøproblem, befinder den sig i grænseområdet mellem den erkendelsesorienterede og den anvendelsesorienterede forskning.

4.4. Det videnskabelige arbejde.

Overgangene mellem de forskellige typer af forskning er flydende, og måderne at forske på er i princippet de samme. I alle tilfælde er der tale om videnskabeligt arbejde, som har et bestemt sigte i relation til et defineret problem.

I /1/ skelnes der mellem 3 slags problemer, som alle kan være genstand for biologisk videnskabelig forskning. De 3 slags problemer er: Praktiske problemer, kundskabsproblemer og videnskabelige problemer.

De 3 slags problemer kan illustreres med miljøeksempler på følgende måde:

Hvis træproduktionen aftager på grund af sygdom hos træerne, er det et praktisk problem.

Spørgsmålet: "Hvorfor bliver træerne syge"?, er udtryk for et kundskabsproblem.

Spørgsmålet: "Kan det lipofile stof tetra-chlorethylen omdannes til en eller flere hydrofile forbindelser i nålene på *Picea abies*"?, er en formulering af et videnskabeligt problem.

I /1/ angives der 3 karaktertræk ved et biologisk videnskabeligt problem.

For det første formuleres det biologiske videnskabelige problem i et sprog, der indgår i en biologisk teori. I eksemplet er det videnskabelige problem formuleret i et sprog, der indeholder kemiske betegnelser og latinske artsnavne. Betegnelserne lipofil og hydrofil indgår i en teori, der siger noget om, at et stofs egenskab som enten lipofilt eller hydrofilt har betydning for stoffets toksiske effekter i planten. Betegnelsen nedbrydningsprodukt indgår i plantefysiologiske og biokemiske teorier om, hvordan stoffer omsættes i planter.

For det andet karakteriseres et biologisk videnskabeligt problem af, at det formuleres på en sådan måde, at det kan prøves empirisk, det vil sige at det principielt er muligt at løse problemet ved at formulere en hypotese, der kan prøves gennem observationer og eksperimenter. Træproblemet kan prøves ved at analysere indsamlede grannåle for tetrachlorethylen og mulige hydrofile nedbrydningsprodukter og ved at udsætte nåle for tetrachlorethylen i laboratorieeksperimenter.

For det tredje er det biologiske videnskabelige problem karakteriseret ved, at det i sidste ende udspringer fra en samfundsmæssig praksis. I det nævnte eksempel er problemet formuleret på baggrund af en konflikt mellem skovbruget og den industri, der fremstiller og anvender tetrachlorethylen.

En anden formulering kunne bunde i forskellige politiske problematiseringer af skovdødsfænomenet, hvor hensynet til miljøet som rekreationsområde eller hensynet til naturen i sig selv indgik med større vægt. Her ville der måske blive fokuseret på andre arter end den økonomisk vigtige *Picea abies*. Måske ville der ikke blive fokuseret så meget på plantens biokemi, idet det ville blive taget for givet, at luftforurening er skadelig for plantevæksten.

At løse et biologisk videnskabeligt problem, det vil sige at give svar på et biologisk videnskabeligt spørgsmål, indebærer, at nye begreber og hypoteser skabes. Det betyder, at løsningen af et videnskabeligt problem skaber nye videnskabelige problemer.

Tilsvarende kan løsningen af et praktisk problem skabe nye praktiske problemer. F.eks. hvis man tænker sig, at tetrachlorethylen i produktionen erstattes af et andet stof, som medfører andre problemer.

Hypoteser og begreber kan samles til et system af hypoteser. Sådanne systemer af hypoteser kaldes teori. Forskningens mål er at skabe teori /1/.

En aktivitet, der alene har til formål at løse praktiske problemer og kundskabsproblemer, kan ikke kaldes biologisk videnskabeligt arbejde, med mindre den er baseret på teori og skaber teori.

Biologisk videnskabelig forskning er teoribaseret og teoriudviklende problemløsning.

En betingelse for, at et arbejde kan kaldes naturvidenskabelig forskning, er, at resultaterne publiceres. Alle vigtige detaljer om forudsætninger og metoder hører med i resultaterne. Teoriudvikling er en kollektiv aktivitet.

4.5. De metafysiske antagelser.

Dybest set hviler hypoteserne på nogle metafysiske antagelser, som ligger udenfor erfaringens område, og som ikke kan afprøves eksperimentelt. De metafysiske antagelser er nødvendige, for at der overhovedet kan udvikles teorier.

I kapitel 3 er det omtalt, at mange modelforudsætninger i QSAR-modeller og miljømodeller er hypotetiske. Hypotesen om, at et forurenende stofs effekt beror på en vekselvirkning mellem stoffets molekylstruktur og molekylstrukturer i miljøet, er hypotetisk. Hypotesen om, at der er forskellige niveauer, fra molekylniveau til økosystemniveau, som gensidigt påvirker hinanden, er hypotetisk. Hypotesen om, at stofkredsløbet styres af enkeltprocesser, er hypotetisk.

4.6. Forskellige slags problemer løses i sammenhæng.

Den naturvidenskabelige forskning drives frem gennem formulering og løsning af praktiske problemer, kundskabsproblemer og videnskabelige problemer i sammenhæng med hinanden. Efterhånden som problemerne løses, skabes nye praktiske problemer, kundskabsproblemer og videnskabelige problemer.

Et eksempel på dette er beskrevet i afsnit 3.8 - 3.10 (QSAR-modeller). Ved udvikling af Kow-testen er der løst et praktisk problem. Udvikling af denne metode er baseret på teoretisk viden, som er tilvejebragt ved løsning af videnskabelige problemer. Anvendelse af metoden fører til løsning af kundskabsproblemer om stoffernes toksicitet. Dette afføder nye videnskabelige problemer omkring spørgsmålet om sammenhæng mellem et stofs lipofilitet og dets toksicitet. Osv...

Empiriske og forklarende hypoteser hjælper gensidigt hinanden på vej i teoriudviklingen.

4.7. Er miljøvurderinger naturvidenskab ?

Hvis en amtskommune udfører en miljøvurdering som grundlag for en integreret vandplanlægning for et konkret vandløbssystem uden at generalisere og videreformidle erfaringerne, er der ikke tale om videnskab, men kun om, at den pågældende amtskommune har løst nogle praktiske problemer og nogle kundskabsproblemer.

I slutningen af 70'erne blev der udført et hydrologisk projekt, det såkaldte Suså-projekt, der havde som mål at forbedre mulighederne for at foretage en samlet vandplanlægning i Susåens opland. I løbet af projektet blev der opnået et forbedret kendskab til, hvorledes vandindvinding påvirker kredsløbet, og der blev udviklet metoder til forudberegning af hydrologiske følgevirkninger af vandindvinding /11/.

Suså-projektet har således undervejs - selv om det ikke var hovedformålet - givet anledning til et forbedret kendskab til nogle sammenhænge. Således kan videnskabelige projekter opstå som delprojekter eller knopskydninger på praktisk orienteret system- og modelarbejde.

Naturvidenskabelige delprojekter som knopskydning vil typisk blive igangsat med henblik på at behandle de videnskabelige problemer, som affødes af det praktiske modelarbejde. Videnskabelige delprojekter vil ofte kræve en selvstændig dataindsamling ved siden af det praktiske modelprojekts dataindsamling. Videnskabeligt arbejde har sine egne kriterier for, hvordan data skal indsamles. De skal indsamles på en måde, så den opstillede hypotese kan prøves gennem observationer og eksperimenter

Resultaterne af de naturvidenskabelige delprojekter publiceres i videnskabelige tidsskrifter. Resultater af miljøvurderinger, som udelukkende har et praktisk, administrativt, politisk eller kundskabsfremmende formål, kan publiceres i rapporter og redegørelser eller ikke-videnskabelige tidsskrifter. Eller måske publiceres de ikke.

4.8. Tværvidenskab.

I tidens løb udvikles der nye videnskabsgrene. I /1/ redegøres der for, hvorledes den biologiske fagopdeling er historisk betinget:

"Efterhånden som kendskabet til de levende organismer forøges, vil det være nye videnskabelige problemer, der påkalder forskernes opmærksomhed. Dertil kommer, at menneskets påvirkning af naturen undergår stadige ændringer. Det medfører, at også naturen (miljøet) forandres. Der opstår dermed nye problemer, der for at løses eller undgås kræver nøjere undersøgelse - nye genstande for den videnskabelige forskning opstår. F.eks. skaber den industrielle forurening og den mangelfulde planlægning i udnyttelsen af naturressourcerne nye mål for forskning og dermed nye fag: F.eks. forureningsbiologi, landskabsforvaltning og økosystem-økologi.

I begyndelsen er disse nye forskningsområder "tværvidenskabelige" eftersom de er nødt til at udnytte teorier, der er udviklet indenfor andre fag. Men efterhånden som det tværvidenskabelige arbejde definerer sit eget område, kan der i reglen også udvikles samlede teorier. Så opstår et nyt fag, en ny disciplin".

Økotoksikologien er således opstået som en tværvidenskabelig naturvidenskabelig disciplin, der er i færd med at definere sit eget område.

4.9. Karakteristik af økotoksikologien.

Selv om ordet økotoksikologi ikke var kendt på det tidspunkt, blev denne videnskab grundlagt i 40'erne, da forskere begyndte at undersøge sideeffekter af pesticider /19/.

Som en definition på økotoksikologiens problemområde citeres fra /7/:

"Økotoksikologien beskæftiger sig med kemiske og fysiske stoffers toksiske effekter på levende organismer, især på populationer og samfund i afgrænsede økosystemer. Herunder behandles disse stoffers transportveje og deres vekselvirkninger med miljøet".

Økotoksikologien er samtidig karakteriseret ved at være en tværvidenskab.

I dag dækker økotoksikologien et bredt tværfagligt felt, der er baseret på teorier indenfor følgende discipliner:

- Toksikologi
- Miljøkemi
- Økologi

Hver af disse discipliner kan igen opdeles i en række underdiscipliner /19/.

Her er tale om en relativt ny tværvidenskab, som endnu ikke rigtig har defineret sig selv. Det er almindeligt at høre beklagelser over mangel på sammenhængende økotoksikologiske opfattelser. De økotoksikologiske undersøgelser er fragmentariske og bidrager ikke til en samlet opfattelse (f.eks. /19/). De mange underdiscipliner betyder, at ingen enkeltperson kan mestre hele økotoksikologien. Der klages over mangel på tværfaglighed, især mellem økologi og toksikologi.

Samtidig er der overflod af forskningsarbejder, som indholdsmæssigt overlapper hinanden, indenfor visse politisk højt prioriterede emner, f.eks. bly og cadmium. Det er tvivlsomt, om nogen enkelt forsker kan følge med bare indenfor ét af disse emner.

Hvad der således også karakteriserer økotoksikologien er, at den har indrettet sig efter at løse problemer for miljøreguleringen. I /50/ er det beskrevet, hvorledes forskningsmiljøerne har indrettet sig efter de samfundsbestemte tendenser i miljøreguleringen, således at metodeudviklingen er vendt i retning af udvikling af screeningsmetoder og bestemmelse af generelle grænseværdier.

Ifølge /7/ skulle de økotoxikologiske undersøgelser ske individuelt for hvert enkelt stof i hvert enkelt økosystem. Dette princip svarer ikke til økotoxikologien i dag, fordi generalisering indgår som et vigtigt formål.

4.10. Teorifattigdom i økotoxikologien.

Den videnskabelige problemløsning i økotoxikologien er tæt knyttet til metodeudviklingen. Det typiske er, at problemerne søges løst på et empirisk grundlag, fordi der ikke er tid og ressourcer til at vente på en passende teoriudvikling. Økotoxikologien er karakteriseret ved teorifattigdom.

Dette ses f.eks. indenfor jordbundskemien, hvor der arbejdes med modeludvikling for omsætning og transport af kemiske stoffer i jord. Selv om kemien som grundvidenskab er en teoribaseret videnskab, slår de kemiske teorier ikke til, når virkningen af udsivning fra et affaldsdepot skal forudsiges. De jordbundskemiske modeller indeholder mange rent empiriske delmodeller.

Også teoretisk baserede spredningsmodeller for atmosfæren har deres begrænsninger. Den Gaussiske spredningsmodel kan ikke anvendes ved vindhastigheder under ca. 1 meter pr. sekund eller ved vertikale luftstrømme /53/.

Endelig er teorifattigdommen åbenlys indenfor økologien.

4.11. Økologien.

Det økologiske teorigrundlag er vigtigt for økotoxikologien. Det er de økologiske teorier, der må tages i anvendelse, når der skal udvikles metoder til ekstrapolation af økologisk relevante NOEL-værdier. De skal også anvendes til at udvælge egnede organismer til biologisk monitorering og til fortolkning af resultaterne fra monitoreringen.

I det hele taget er det økologien, som skal forklare de processer, der styrer stofkredsløbene i miljøet. I sådanne forklaringer skal der inddrages biologiske teorier om mange forskellige organismer med mange forskellige livsformer, som er indbyrdes afhængige.

Hypotesen om niveaudeling optræder indenfor økologien som en grundlæggende forestilling om naturens organisationsniveauer: Elementarpartikler - atomer - molekyler - celle-organeller - celler - væv og organer - individer - populationer - plante- og dyresamfund - økosystemer - biosfæren /1/.

Nogle sporadiske påvirkninger mellem organisationsniveauerne er kendte. Nogle sammenhænge mellem celleniveau og individniveau er f.eks. kortlagt af den toksikologiske forskning i de mekanismer, der er årsag til de toksikologiske effekter. Mellem

artsniveau og populationsniveau er der også nogle kendte påvirkninger. F.eks. kan det forklares, hvorledes en effekt, der hæmmer reproduktionen, slår igennem i den fremtidige populationsstørrelse.

I /19/ er økologiens situation udtrykt således:

"Økologi er den mest udfordrende gren indenfor økotoksikologien. Vores evne til at forstå naturen er stadig ikke kommet meget længere end til det stadie, hvor vi kender de fleste arter, genkender visse mønstre i deres fordeling, antal og samfundsstruktur og forstår nogle af de basale processer såsom primærproduktion, nedbrydning og stofcykler".

4.12. Økosystemets stabilitet.

Den mest kritiske mangel på forklarende teorier eksisterer for påvirkningerne af økosystemniveauet.

I 1950'erne blev der udviklet teorier ud fra den hypotese, at stabiliteten af et plante- og dyresamfund stiger med diversiteten eller med kompleksiteten. Begreberne diversitet og kompleksitet blev defineret på forskellige måder, hvoraf den mest anvendte tog udgangspunkt i samfundets plante- og dyrearter. Høj diversitet betyder, at mange forskellige plante- og dyrearter er repræsenteret i samfundet, uden at én bestemt art dominerer med hensyn til individantal.

Høj kompleksitet implicerer også graden og styrken af vekselvirkninger mellem de forskellige arter.

Mange undersøgelsesresultater tyder på, at plante- og dyresamfund med højest diversitet og kompleksitet faktisk er de mest ustabile. Hvor der i dag eksisterer et samfund med høj diversitet og kompleksitet - f.eks. en tropisk regnskov - kan dette lade sig gøre, netop fordi det pågældende samfund ikke (endnu) har været udsat for betydelige ydre påvirkninger.

De plante- og dyresamfund, vi ser omkring os i dag, er stabile, fordi de eksisterer trods menneskets udnyttelse af naturen. Det ser ud til, at det er de simple, ukomplekse samfund, som kan eksistere under uforudsigeligt svingende miljøpåvirkninger og under kraftig påvirkning af mennesket /4/.

4.13. Relevans-problemet.

Den økologiske forskning kredser i dag omkring problemet, hvilke effekter, der er relevante, og problemet at finde relevante miljøkvalitetskriterier. Dette problem forstærkes af, at det skal løses på et højt generaliseringsniveau. Der skal opstilles miljøkvalitetskriterier med almen værdi.

Indenfor begrænsede områder har det været muligt at opstille operationelle sammenhænge mellem artsdiversitet og forureningspåvirkning. Det mest kendte eksempel er saprobieindekset for vandløb påvirket af organisk forurening. Dette indeks er opstillet på et hovedsageligt empirisk grundlag. Der eksisterer intet teoretisk grundlag for at opstille et operationelt, universelt miljøkvalitetskriterie i form af et diversitetsindeks.

Som det fremgår af afsnit 4.12 er det klart nok, både ud fra forskellige videnskabelige sammenlignende undersøgelser og ud fra almindelig sund fornuft, at hvis plante- og dyresamfund med høj diversitet og kompleksitet skal bevares, skal disse samfund skånes for hårdhændede indgreb.

Men at teste et kemisk stof for dets evne til at skabe uacceptabelt hårdhændede indgreb i økosystemer er absurd, hvis testen ikke ses i en mere konkret sammenhæng. Det er f.eks. muligt at afgøre, at ét bekæmpelsesmiddel truer flere vildtlivende organismer end et andet. Men selve det at dyrke jorden er formentlig den største trussel mod det vilde plante- og dyreliv. De miljøkvalitetsmål, der i sidste ende er afgørende, er, at jorden fortsat skal være egnet til dyrkning.

Spørgsmålet om relevans stilles ofte i forbindelse med kritik af testmetoderne. Er det forkert at anvende laboratorietestning, når det er effekterne i biotoperne, der er relevante? Er det forkert at anvende én art som testorganisme, hvis andre arter er mere følsomme for forurening? Er det forkert at teste enkeltarter, når det er virkningen på hele økosystemet, der er relevant? Er det forkert at teste korttidsvirkninger af høje doser, når miljøproblemerne kan opstå som følge af langtidsvirkninger af lave doser?

Når relevansproblemet er formuleret som ovenfor, søges det løst på det metodiske niveau. Der ændres på de standardiserede laboratoriebetin- gelser og der ekstrapoleres fra én art til en anden. Eller der skydes genvej til langtids-akkumulering ud fra korttids-optagelseshastigheder.

Der er brug for forskning for at lave disse metodiske tricks.

4.14. Den økologiske niche.

En arts mulighed for at eksistere på en biotop er indenfor økologien beskrevet ved hjælp af begrebet økologisk niche. Den økologiske niche er et n -dimensionalt rum, hvor hver dimension er en fysisk/kemisk livsbetingelse (temperatur, iltkoncentration osv.) eller en ressource (vand, føde, redeplads osv.). Arten kan kun eksistere indenfor visse grænser, der knytter sig til hver af de n dimensioner. En arts potentielle niche er den kombination af livsbetingelser og ressourcer, der potentielt tillader artens tilstedeværelse. Den realiserede niche er den kombination af livsbetingelser og ressourcer, hvor arten

faktisk er til stede, på trods af spredningsproblemer og konkurrence med andre arter /4/.

Men selv denne i praksis ret uoverskuelige model af en arts eksistensmuligheder er en simplificering. De enkelte livsbe-
tingelser og ressourcer påvirker hinanden indbyrdes. Det er
komplekse sammenhænge, der afgør en arts eksistensmuligheder og
velbefindende.

Komplekse sammenhænge kan ikke efterlignes i et laboratorium.
Resultatet af en laboratorietest med en art siger derfor ikke
direkte noget om, hvordan arten ville reagere, hvis den befandt
sig ude i naturen. Der er ikke noget teoretisk grundlag for at
anvende resultater af laboratorietestning som generelle mil-
jøkvalitetskriterier.

Kun i konkrete tilfælde, hvor der kan ses bort fra naturens
kompleksitet, er det (måske) muligt at anvende en laboratorie-
test som grundlag for forudsigelser om en arts eksistens eller
velbefindende ude i naturen. Dette kræver et konkret kendskab
til biotopen eller eventuelt biotoptypen, og det kræver, at
laboratoriebetingelserne designs ud fra dette konkrete kend-
skab (f.eks. pesticider i landbruget, afsnit 2.6).

4.15. Artsspecifikke forskelle.

At ekstrapolere fra én art til en anden kræver kendskab til,
hvordan forskellige arter reagerer på kemiske stoffer.

En undersøgelse viste, at 2 forskellige arter af bænkebidere
fra samme skovjord og med samme fødevalg reagerede vidt for-
skelligt på tungmetaller i føden. Den ene art ophobede zink i
organismen, men havde til gengæld relativt let ved at udskille
cadmium og bly. For den anden art var det lige omvendt.

Forskellen blev forklaret ved, at metallerne efter optagelse i
organismen hos den ene art blev transporteret til én slags
celler i bugspytkirtlen, mens de hos den anden art blev trans-
porteret til en anden slags celler i bugspytkirtlen /15/.

4.16. Forskelle mellem populationer af samme art.

Det er påvist, at tre forskellige populationer af dafnie-arten
Daphnia magna har forskellig følsomhed overfor chrom, nikkel og
zink /40/.

Denne og lignende påvisninger må få konsekvenser for udviklin-
gen af test-metoder, da *Daphnia magna* anvendes som testorga-
nisme i de fleste internationale standardiserede testmetoder,
blandt andet OECD-guidelines. Denne art anvendes, fordi den er
let at håndtere i et laboratorium, og fordi den har høj for-
meringsevne og kort generationstid /40/.

4.17. Evolutionsteoriens indførelse i økotoxikologien.

Men andre relevansproblemer har mere grundlæggende karakter.

I et eksperiment med jordlevende springhaler blev der indsamlet dyr af samme art fra forskellige lokaliteter med forskellige grader af tungmetalforurening. Dyrene formerede sig under standardiserede laboratoriebetlinger, og afkomets reaktion på tungmetaller blev undersøgt.

Det viste sig, at de springhaler, hvis forældre havde levet på de mest forurenede lokaliteter, var i stand til at tåle en større dosis af de pågældende tungmetaller i sammenligning med dem, hvis forældre var indsamlet på mindre forurenede lokaliteter. Effekten blev målt som væksthæmning.

Dette tydede på en genetisk tilpasning til tungmetalforurening hos de springhaler, der i flere generationer havde levet på tungmetalforurenede lokaliteter /48/.

I forbindelse med, at opmærksomheden er blevet rettet mod adaption til kemiske stoffer, er der opstået et relevansproblem, som kan formuleres således /8/:

Kan populationer, som er tilpasset til stress, stadig siges at være stressede ? Og skal vi bekymre os om det ?

4.18. Ny viden - nye metoder.

Også dette relevansproblem afføder reaktioner i metodeudviklingen. Opmærksomheden rettes imod, at det ikke er ligegyldigt, hvilke individer, der anvendes til testning. Resultatet afhænger af, om individerne stammer fra en relativt uforurenset lokalitet eller fra en lokalitet, der gennem længere tid har været udsat for forurening med det stof, der skal testes.

Det er heller ikke ligegyldigt, hvordan respons-reaktionerne behandles statistisk. Forudsætninger om et normalfordelt reaktionsmønster kan være forkerte, hvis nogle få individer i populationen er i stand til at adaptere. I så fald er det relevant at registrere sådanne enkeltindviders reaktion, hvor der tidligere var tendens til at forkaste resultater fra sådanne afvigere /9/.

Samtidig udnyttes den nye viden til udvikling af helt nye metoder til registrering af kemisk stof-effekter i felten. På DMU udvikles der metoder, som registrerer et algesamfunds tolerance overfor et kemisk stof. En øget tolerance tolkes som et udtryk for, at det toksiske stof har en effekt på samfundet, enten ved en fysiologisk adaption af individer eller en selektion af tolerante genotyper og arter. I et samarbejdsprojekt med Göteborg Universitet har DMU påvist en øget arsentolerance

i en afstand af 3-4 km fra et stort metalindvindingsanlæg i Nordsverige /22/.

Metoden kaldes PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) og anses for at være en meget lovende metode til fremtidige økotoxikologiske undersøgelser (/5, 9, 22/.

Hermed er også evolutionsteoriene inddraget i økotoxikologien. Dette er ikke kun metodemæssigt, men også videnskabeligt set en spændende udvikling. Hidtil har der manglet en teori, der kan forklare forbindelsen mellem miljøet og den naturlige selektion i den forstand, at den kan sammenkoble økosystembegrebet med evolutionsteorien /1/. Udviklingen af PICT-metoder kan måske fremskynde en sådan sammenhængende teoriudvikling, fordi praktiske problemer, kundskabsproblemer og videnskabelige problemer ofte løses i sammenhæng.

4.19. De økotoxikologiske metoders gyldighed.

Økotoxikologer beklager sig ofte over, at de økotoxikologiske metoder mangler validering (f.eks. /10/). Det vil sige, der mangler en konstatering af, om metodernes resultater er i overensstemmelse med de virkelige fænomener ude i naturen. Hvis en sådan overensstemmelse ikke eksisterer, har de økotoxikologiske metoder ingen gyldighed.

Den almindeligste måde at validere de økotoxikologiske metoder på er ved at se, om de virker i praksis. Overvågningsdata er meget vigtige som kontrol af, at de økotoxikologiske forudsigelsesmetoder har succes. Imidlertid er begrebet succes vanskeligt at definere og sårbart overfor forskellige fortolkninger. De økotoxikologiske metoder bør også valideres ved en bekræftelse af det teoretiske grundlag for metoderne. En sådan bekræftelse kun kan ske ved kontrollerede eksperimenter i felten /10/.

En anden måde at validere de økotoxikologiske metoder på er ved hjælp af andre økotoxikologiske metoder. F.eks. når en QSAR-model valideres med data, som er fremkommet ved hjælp af en biologisk test-metode. Dette er, sat på spidsen, at validere en metode med en anden metode, som i sig selv er invalid /10/.

Når de økotoxikologiske metoder i dag har en rimelig succes, hænger det sammen med, at man i de sidste mange år ikke er stødt på kemiske stoffer med fundamentalt uventede egenskaber. De fleste nye kemiske stoffer ligner nogle af de gamle og kan sammenlignes med disse. Metoderne kan anvendes til at forudsige, om nye stoffer vil være mere eller mindre farlige end deres forgængere.

Ud fra disse og lignende synspunkter er økotoxikologien blevet karakteriseret som en komparativ videnskab /10 m.fl./. Der eksisterer ikke i dag nogen absolut videnskabelig basis for en eksakt risikovurdering af kemiske stoffer.

4.20. Naturvidenskabelige teoriers gyldighed.

Selv indenfor naturvidenskabelige områder, som er både teoretisk og empirisk velunderbyggede, kan der stilles spørgsmål ved objektivitet, gyldighed og sandhedsværdi.

Subjektiviteten kommer ind i forskellige stadier i forskningsprocessen, f.eks. i valg af problemstilling, valg af objekt og valg af målemetode. Subjektiviteten er bestemt af forskerens samfundsmæssige situation.

En teori må anses for mere velunderbygget, hvis der er bekræftet af mange forskellige forskere i mange forskellige samfundsmæssige situationer. Men selv en sådan, bredt underbygget teori er udsat for, at der stilles spørgsmål om gyldighed og sandhedsværdi. Den teoretiske ramme er bestemmende for, hvordan eksperimenter udføres, hvilke observationer, der gøres, og hvordan resultater og observationer tolkes. En teori kan ikke valideres uafhængigt af teorien selv. Dette har ført til den påstand, at der ikke eksisterer noget absolut gyldighedsbegreb indenfor naturvidenskaben /2/.

Andre insisterer på, at videnskabelige teorier har en sandhedsværdi, i og med at de beskriver og repræsenterer forhold i virkeligheden /17/.

Diskussionen skal ikke føres videre her. Blot skal det konstateres, at de økotoxikologiske metoder i særlig grad er udsat for tvivl med hensyn til gyldighed. Svagheden ved økotoxikologien er ikke alene, at den er teorifattig, men også, at dens empiriske grundlag er tvivlsomt. Økotoxikologien bygger på empiriske observationer af objekter, som er løsrevet fra deres naturlige sammenhæng i en grad, så selve sammenhængen ødelægges.

4.21. Konklusion på kapitel 4.

Alt i alt er teorigrundlaget meget dårligt med hensyn til at opfylde miljøreguleringens krav om generalisering, kvantificering og om at knytte sammenhænge mellem enkeltstoffer og økosystem-effekter.

Det er en vigtig del af den naturvidenskabelige forskningsproces at søge generelle, almene egenskaber ved naturen. Men miljøreguleringen fremtvinger generaliseringer, der ikke er teoretisk grundlag for.

Ifølge citatet /19/ i afsnit 4.11 kan naturvidenskaben kun anvendes til at kende de fleste arter, genkende visse mønstre i deres fordeling, antal og samfundsstruktur og forstå nogle af de basale processer såsom primærproduktion, nedbrydning og stofcykler.

Der er kun få teoretisk underbyggede sammenhænge mellem molekylstruktur og biologiske effekter og mellem effekter på individer og effekter i økosystemer.

Forestillingen om, at naturen er opdelt i organisationsniveauer, er hypotetisk, og kan ikke bekræftes teoretisk. Det, der beskrives som forskellige organisationsniveauer er fænomener, som udforskes indenfor forskellige faglige underdiscipliner indenfor naturvidenskaben.

Teoretiske sammenhænge mellem de forskellige "organisationsniveauer" kan ikke tilvejebringes blot ved at tvinge de forskellige faggrupper til at arbejde sammen. Den videnskabelige forskning drives frem af videnskabelige, kundskabsmæssige og praktiske problemer, som afføder nye videnskabelige, kundskabsmæssige og praktiske problemer. Et videnskabeligt problemområde kan kun delvis defineres af udefra kommende ønsker. En meget væsentlig faktor for, hvad der afgrænses som et videnskabeligt problemområde, er forskningsprocessen i sig selv.

Og selv om der forskes indenfor et relevant videnskabeligt problemområde, er det ikke sikkert, der udvikles teorier i overensstemmelse med ønsketænkningen om, hvordan naturen er indrettet. Måske udvikles der helt andre teorier, som ikke kan bruges i enkeltstofreguleringen.

Da kun få af de processer, som er relevante for miljøreguleringen, kan forklares på et teoretisk grundlag, kan de heller ikke kvantificeres. At kvantificere alene ud fra dataindsamling er et kapløb med tiden. Der kan kun indsamles data, som er et resultat af afsluttede processer. Der kan ikke indsamles data om fremtidige processer.

KAPITEL 5.

KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING.

5.1. Konklusion.

Miljøvurderingerne er en del af grundlaget for en forebyggende miljøregulering. Miljøvurderingerne skal forudsige, hvor store mængder af de enkelte kemiske stoffer, der kan anvendes i produktionen uden fare for uacceptable miljøeffekter.

Efter indførelse af princippet om renere teknologi som styrende for den forebyggende miljøregulering, har miljøvurderingerne fået rollen som prioriteringsinstrumenter: De skal anvendes til at afgøre, hvilken teknologi, der er renere end en anden. Dermed er det også accepteret, at miljøvurderingerne kun giver relative svar. Blandt andet skal de kunne besvare spørgsmål om, hvilke kemiske stoffer, der er farligere end andre kemiske stoffer.

Det nærmere studie af det naturvidenskabelige grundlag for miljøreguleringen har vist, at naturvidenskaben faktisk også kun er i stand til at give relative svar. Økotoksikologien er blevet kaldt en komparativ videnskab, fordi dens svar om stoffers egenskaber bygger på erfaringer om andre stoffers egenskaber. Der eksisterer ikke et absolut, teoretisk videngrundlag, der kan forudsige et stofs evne til at fremkalde miljøeffekter.

Økotoksikologien er karakteriseret ved en metodeudvikling, som i høj grad hviler på et empirisk grundlag, og hvor de enkelte metoder er afhængige af andre metoder. De forudsætninger og tilnærmelser, som indføres i én metode, føres således videre i den næste metode. Det endelige resultat af en økotoksikologisk vurdering hviler på et hierarki af forudsætninger og tilnærmelser, som kun i mindre grad er teoretisk underbygget.

Det, at både miljøreguleringen og dens naturvidenskabelige grundlag er relative, betyder, at det reelt ikke vides, hvad det er, der reguleres. Det kan derfor heller ikke vides, om miljøreguleringen er i overensstemmelse med fastsatte miljøkvalitets-målsætninger, f.eks. målsætningen om en bæredygtig udvikling.

Mulighederne for at naturvidenskaben i nærmeste fremtid kan fremskaffe et teorigrundlag, som kan give almene forklaringer på, hvordan kemiske stoffer fremkalder miljøeffekter, er ikke store.

En af forudsætningerne for, at dette kan ske, er, at der skabes viden på tværs af de traditionelle faggrænser, blandt andet meteorologi, jordbundskemi, hydrogeologi, toksikologi, biokemi, mikrobiologi, populationsdynamik og økologi.

Men det er ikke tilstrækkeligt, at der skabes forbedrede rammer for et arbejde på tværs af traditionelle faggrænser. Naturvi-

denskab kan kun delvis påvirkes af udefra kommende krav og forudsætninger. En væsentlig faktor for naturvidenskabens udvikling er forskningsprocessen i sig selv. I forskningsprocessen løses de videnskabelige problemer i et samspil med praktiske og kundskabsmæssige problemer. Ved løsning af problemerne opstår der hele tiden nye problemer. Gennem den således fremadskridende løsning af videnskabelige problemer - i samspil med praktiske og kundskabsmæssige problemer - skabes teorierne.

Nogle praktiske og kundskabsmæssige problemer kan løses uafhængigt af de videnskabelige problemer. Men der er grænser for, hvor langt problemløsningen kan gå uden et teorigrundlag. Begrænsningerne kan skyldes, at de egnede metoder endnu ikke er fundet. Men de kan også skyldes, at problemerne ønskes løst på en måde, der ikke er i overensstemmelse med den virkelige natur.

Hvad der er mest iøjnefaldende i relation til mulighederne for at gennemføre en forebyggende miljøregulering, er de mange ubesvarede spørgsmål indenfor biologi og økologi. Det er spørgsmål omkring, hvordan en art og et økosystem reagerer på en forureningsbelastning. Der er så stor mangel på forklarende viden, at det end ikke er muligt at opstille generelle kriterier for, hvilke egenskaber, et økosystem skal have, for at en generel målsætning - f.eks. om bæredygtig udvikling - kan siges at være overholdt.

Miljøreguleringens generaliseringskrav tvinger naturvidenskab til at generalisere, også på områder, hvor der ikke er kendskab til generelle egenskaber ved naturen. Vanskelighederne med at forudsige miljøeffekter og fastsætte relevante miljøkvalitetskriterier forstærkes af dette påtvungne høje generaliseringsniveau.

5.2. Perspektivering.

Enhver miljøvurdering må bygge på en kombination af empiriske iagttagelser og teoretiske forklaringer. Herigennem opstilles en model af det system, der skal vurderes.

Det er væsentligt for en miljøvurderings pålidelighed, at den bygger på netop de empiriske iagttagelser og de teoretiske forklaringer, som er relevante i relation til en given miljøkvalitetsmålsætning. Der skal ske en udvælgelse af de typer af iagttagelser og netop de teorier, som er relevante for den aktuelle problemstilling.

Kravet om at foretage dette valg på et højt generaliseringsniveau har ført til den ovenfor beskrevne situation, at miljøvurderinger ikke kan forudsige absolutte miljøeffekter.

Men det er stadig muligt at foretage miljøvurderinger på mere konkrete niveauer, og dette forbedrer mulighederne for pålidelige resultater.

Det er lettere at skaffe et overblik over en konkret biotop, recipient eller et konkret landskab, end det er at beskrive et generaliseret økosystems generelle egenskaber.

Der er derfor altafgørende for en effektiv forebyggende miljøregulering, at der bevares en mulighed for at tage miljøbeslutninger på grundlag af konkrete miljøvurderinger i relation til konkrete miljøkvalitetsmålsætninger. Heri bør der også indgå en vurdering af de konkrete muligheder for at indføre renere teknologi på de enkelte virksomheder.

Det skal ikke forstås sådan, at de centrale miljøvurderinger er overflødige. Der kan ikke ses bort fra, at nogle af de alvorligste miljøproblemer har et globalt omfang og derfor kun kan behandles ud fra overordnede miljøvurderinger. Men det er vigtigt, at de overordnede, generelle vurderinger suppleres af lokale, konkrete miljøvurderinger.

Som et positivt eksempel kan fremhæves den af Miljøstyrelsen foreslåede metode til risikovurdering af forurenede grunde /36/. Denne metode bygger på en generel farlighedsvurdering og en konkret risikovurdering som parallelle procedurer. Det er vigtigt, at der tænkes videre i tilsvarende baner indenfor andre områder af miljøbeskyttelsen. F.eks. er det vigtigt at gennemtænke, hvordan renere teknologi kan indføres ud fra en parallel generel og konkret vurdering.

Hvis indførelse af renere teknologi således kan indtænkes i en parallel generel og konkret procedure, opnås samtidig den længe savnede kobling mellem enkeltstofregulering og miljøplanlægning.

Miljøplanlægningen bygger på et "kinesisk æskesystem", hvor der skal ske en gensidig tilpasning mellem planer på forskellige niveauer: lokalplan, kommuneplan, regionplan, landsplan...- (Europa-plan ?)...

Et tilsvarende system kan opbygges af miljøvurderinger på forskellige generaliseringsniveauer. De mest generelle miljøvurderinger vil normalt ikke kunne give absolutte, kvantitative svar. De kan kun bruges til at identificere mulige miljøproblemer i relation til forskellige teknologier.

Først på det konkrete niveau, i forhold til den enkelte virksomhed og den enkelte biotop eller recipient, kan der (måske) udarbejdes absolutte forudsigelser (scenarier) for miljøkonsekvenserne af at indføre - eller undlade at indføre - en bestemt teknologi.

Ved inddragelse af lokale renere teknologi-vurderinger i den lokale eller regionale miljøplanlægning kan denne planlægning ske ud fra målsætninger om flersidig arealanvendelse, hvor naturens belastning med kemiske stoffer behandles i sammenhæng med andre former for belastning, udnyttelse og udpining af naturen.

REFERENCER:

/1/: Agger, Peder, Jóhanna Haraldsdóttir, Gert Mathiasen og Thomas Söderqvist, 1979: "Om Biologi. En introduktionsbog". Hans Reitzels Forlag, København 1979.

/2/: Andur Pedersen, Stig, 1980: "Videnskabsteoretiske problemer i biologien". NICHE, årg. 1, nr. 1/2, side 29-55.

/3/: Beardsley, Daniel, 1987: "Application of Integrated Risk Analysis at EPA". Fra bogen "Risk Assessment and Management" Ed. by Lester B. Lave.

/4/: Begon, Michael, John L. Harper and Colin R. Townsend, 1990: "Individuals, Populations and Communities". Second Edition. Blackwell Scientific Publications (945 sider).

/5/: Blanck, Hans, 1988. Presented in 1st European Conference on Ecotoxicology, October 17-19, 1988 in Copenhagen, Denmark. Ed.: Hans Løkke, Henrik Tyle og Finn Bro-Rasmussen, p. 21.

/6/: Bro-Rasmussen, Finn, 1988: "Hazard and Risk Assessment and Acceptability of Chemicals in the Environment". Kapitel 24 i bogen "Risk Assessment of Chemicals in the Environment". Ed. Mervyn L. Richardson, Royal Society of Chemistry, London, 1988.

/7/: Butler, G. C. (Ed), 1978: "Principles of Ecotoxicology: SCOPE 12, John Wiley and Sons.

/8/: Calow, Sheffield og Lektinin, 1989: "Are ecotoxicological tests ecologically relevant?". 1st European Conference on Ecotoxicology, October 17-19, 1988 in Copenhagen, Denmark. Ed.: Hans Løkke, Henrik Tyle og Finn Bro-Rasmussen.

/9/: Depledge, M. H., 1990: "Synopsis: New Approaches in Ecotoxicology: Can Interindividual Physiological Variability Be Used as a Tool to Investigate Pollution Effects ?". AMBIO, vol. 19, august 1990, side 251-252.

/10/: Dobson, Stuart, 1989: "The use of terrestrial ecotoxicological test data in risk assessment". 1st European Conference on Ecotoxicology, October 17-19, 1988 in Copenhagen, Denmark. Ed.: Hans Løkke, Henrik Tyle og Finn Bro-Rasmussen.

/11/: Dyhr-Nielsen, M., 1981: "Det hydrologiske Susåprojekt. Vandindvindingens påvirkning af det hydrologiske kredsløb". Dansk komité for Hydrologi.

/12/: Hagebro, Claus, 1991: "EF-miljø og 90'ernes nye vandpolitik". Vand og Miljø 6/1991, side 333-336.

/13/: Hart, J. W., 1989: "An Important tool for Regulatory Authorities". 1st European Conference on Ecotoxicology, October 17-19, 1988 in Copenhagen, Denmark. Ed.: Hans Løkke, Henrik Tyle og Finn Bro-Rasmussen.

/14/: Hart, Jim og Danna Borg, 1989: "Fastlæggelse af acceptable niveauer for indhold af skadelige stoffer i forurennet jord" 1. og 2. del. Miljø og Teknologi nr. 3 og 4, 1989, side 97-83 og side 118-120.

/15/: Hopkin, S. P., 1990: "Species-specific Differences in the Net Assimilation of Zinc, Cadmium and Lead, Copper and Iron by the Terrestrial Isopods *Oniscus asellus* and *Porcellio scaber*". Journal of Applied Ecology (1990), 27, 460-474).

/16/: Højsholt, Ulla, 1991: "Grænseværdier - Grænsen mellem hvad og hvad?". Vand og Miljø 1/1991, side 16-19.

/17/: Juul Jensen, Uffe, 1978: "Sand Objektivitet og Objektiv Sandhed". Symposium nr. 4, 1978, side 32. (Citeret i Helge Kragh og Stig Andur Pedersen: "Naturvidenskabsteori", 1981).

/18/: Koch, R, 1989: "Statement on QSAR". 1st European Conference on Ecotoxicology, October 17-19, 1988 in Copenhagen, Denmark. Ed.: Hans Løkke, Henrik Tyle og Finn Bro-Rasmussen.

/19/: Koeman, J. H., 1989: "Ecotoxicology - Present Status (Opening Lecture)". 1st European Conference on Ecotoxicology, October 17-19, 1988 in Copenhagen, Denmark. Ed.: Hans Løkke, Henrik Tyle og Finn Bro-Rasmussen.

/20/: Løkke, Hans, 1989: "Hvor ren er ren jord?". Miljø og Teknologi 1/1989, side 10-13.

/21/: Metcalf, Robert L., Gurcharan, K. Sangha and Inder P. Kapoor, 1971: "Model Ecosystem for the Evaluation of Pesticide Biodegradability and Ecological Magnification". Environmental Science and Technology, Vol. 5, No. 8, August 1971, pp 709-713.

/22/: Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, 1990: "Danmarks Miljøundersøgelser. Årsberetning 1989".

/23/: Miljøministeriet, 1974: "Notat om forureningsundersøgelser og centrale laboratorier". September 1974.

/24/: Miljøministeriet, 1977: "Miljøministeriets opgaver 1977-82. Status og udviklingstendenser på miljøområdet". Departementet, oktober 1977.

/25/: Miljøministeriet, 1977: "Miljøstyrelsens opgaver 1977-82. Status og udviklingstendenser på miljøbeskyttelsesområdet". Miljøstyrelsen, oktober 1977.

/26/: Miljøministeriet, 1990: Bemærkninger til Forslag til Lov om Miljøbeskyttelse. Fremsat den 18. januar 1990 af miljøministeren (Lone Dybkjær). J.nr. D 89-21000-0001.

/27/: Miljøministeriet, 1991: Lov nr. 358 af 6. juni 1991 om miljøbeskyttelse.

- /28/: Miljøstyrelsen, 1979: "Miljøreformen. En foreløbig redegørelse om miljøreformens virkninger". November 1979.
- /29/: Miljøstyrelsen, 1983: Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Vejledning nr. 2/1983. Del I og II.
- /30/: Miljøstyrelsen, 1985: Miljøstyrelsens handlingsplan 1985-1990. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 1, 1985.
- /31/: Miljøstyrelsen, 1988: "Kriterier for, hvornår bekæmpelsesmidler anses for særlig farlige for sundheden eller særligt skadelige for miljøet". Oktober 1988.
- /32/: Miljøstyrelsen, 1989: "Vandmiljøplanens overvågningsprogram". Miljøprojekt nr. 115.
- /33/: Miljøstyrelsen, 1989: "Spildevandsslam fra kommunale renseanlæg i 1987". Orientering fra Miljøstyrelsen, 10, 1989.
- /34/: Miljøstyrelsen, 1990: "Principper for fastsættelse af grænseværdier for kemiske stoffer". Bilag A i Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6, 1990: "Begrænsning af luftforurening fra virksomheder".
- /35/: Miljøstyrelsen, 1990: "Salg af bekæmpelsesmidler 1987, 1988 og 1989". Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 4, 1990.
- /36/: Miljøstyrelsen, 1990: "Risikovurdering af forurenede grunde". Miljøprojekt nr. 123.
- /37/: Miljøstyrelsen, 1990: "Danmarks udledning af industrielt spildevand". Miljøprojekt nr. 153.
- /38/: Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Statistik, 1990: "tal om Natur og Miljø".
- /39/: Miljøstyrelsen, 1991: "Notat om Miljøstyrelsens behov for bistand fra DMU inden for økotoxikologi". 21. januar 1991.
- /40/: Münzinger, Armin and Franco Monicelli, 1991: "A Comparison of the Sensivity of Three Daphnia magna Populations under Chronic Heavy Metal Stress". Ecotoxicology and Environmental Safety, 22, 24-31 (1991).
- /41/: Nendza, Monika, 1989: "Quantitative Structure-Activity Relationships: A Tool in Ecotoxicology". 1st European Conference on Ecotoxicology, October 17-19, 1988 in Copenhagen, Denmark. Ed.: Hans Løkke, Henrik Tyle og Finn Bro-Rasmussen.
- /42/: Nordic Council of Ministers, 1988: "Toxic Trace Elements and Chlorinated Hydrocarbons: Sources, Atmospheric Transport and Deposition". Miljørapport 1988:10.
- /43/: Nordic Council of Ministers, 1989: "Existing Chemicals: Systematic Data Collection and Handling for Priority Setting". Miljørapport 1989:8.

/44/: Nordic Council of Ministers, 1989: "Existing chemicals: Evaluating the use of QSAR for estimating biological effects". Miljørapport 1989:9.

/45/: Nordic Council of Ministers, 1990: "The Presence, Accumulation and Potential Impact of Organic Compounds on Forest Ecosystems in Scandinavia". Miljørapport 1990:3.

/46/: Nordisk Ministerråds Arbeidsgruppe for Luftforurensninger, 1989: "Oversikt og vurdering av arbeidet 1984-1988". Miljørapport 1989:1.

/47/: Nordisk Ministerråd, 1990: "Nordisk handlingsplan mot luftforurensninger". 1990:3. Nordisk Ministerråd, Store Strandstræde 18, 1255 København K. Tlf: (45) 33 11 47 11.

/48/: Posthuma, L, 1990: "Genetic Differentiation between Populations of *Orchesella cincta* (Collembola) from Heavy Metal Contaminated Sites". Journal of Applied Ecology (1990), 27, 609-622).

/49/: Rasmussen, Lennart og Per Gundersen, 1989: "Kritiske belastningsgrænser - eller hvor megen luftforurening tåler naturen". Ugeskrift for Jordbrug, 1989, nr.44, side 599-602.

/50/: Schroll, Henning, 1983: "Vandøkotoksikologiens historie". Ruc/Tek-Sam.

/51/: Schroll, Henning, 1988: "Forureningens samfundsmæssige forankring". GRUS nr. 24, 15. marts 1988, side 5-21.

/52/: Seiler, Fritz A., 1987 i bogen "Risk Assessment and Management" Ed. by Lester B. Lave.

/53/: Warner, Sir Frederick, 1988: "Risk-Assessment - Prediction and Reality". Fra bogen "Risk Assessment of Chemicals in the Environment" Royal Society of Chemistry, London. Ed.: M.L: Richardson, 1988.

APPENDIKS.

MILJØREGULERINGEN.

I appendiks karakteriseres miljøreguleringens forløb i perioden 1974 til 1990 med hovedvægt på de politiske og økonomiske forudsætninger. Appendiks er skrevet med henblik på en tydeliggørelse af, at en enkeltstofregulering på grundlag af stofkredsløbsbetragtninger har været dominerende i den beskrevne periode.

1. Miljøplanlægningen.

Da den første miljøbeskyttelseslov trådte i kraft den 1. oktober 1974, blev den amtskommunale miljøplanlægning prioriteret højt som et vigtigt forebyggende reguleringsinstrument /5, 23/.

Hovedprincippet i miljøplanlægningen var en adskillelse af arealer på grundlag af den grad af forurening, man ville tolerere på de pågældende arealer. Selv om der i starten mest var tænkt på adskillelse af byområder i industri og beboelse, var rammerne også lagt for en arealadskillelse i forhold til de emneområder, der var omfattet af miljøbeskyttelsesloven: Forebyggelse og bekæmpelse af forurening af luft, vand, jord og støj.

Som led i miljøplanlægningen skulle amtskommunerne udføre en omfattende kortlægning af arealernes og recipienternes forureningstilstand. Desuden skulle der fastlægges målsætninger for den fremtidige anvendelse af arealer og recipienter.

Men det var en langvarig proces at få stablet den første kortlægning og planlægning på benene.

Ikke blot selve planlægningssystemet, men også beslutningsprocessen var tidskrævende. Det var et hovedprincip for opbygningen af miljøadministrationen at placere beslutningsprocessen så tæt som muligt ved de mennesker, der blev berørt af beslutningerne. Både borgere, erhvervsliv og interesseorganisationer skulle have mulighed for at præge beslutningerne /6/.

Opgavefordelingen mellem de forskellige administrative niveauer var baseret på princippet om, at ansvaret for udførelse af de opgaver, der alene berørte lokale og regionale forhold, blev placeret hos kommunalbestyrelser og amtsråd, mens generelle retningslinjer og vejledninger til brug for administration af lovgivningen og for de decentrale myndigheders miljøkvalitetsplanlægning blev udarbejdet af miljøstyrelsen /7/.

2. Spildevands- og recipientkvalitetsplanlægningen.

Fra starten blev planlægningen af spildevandsudledning på jord og til overfladerecipienter prioriteret højt. Særlige kapitler i miljøbeskyttelsesloven /24/ lagde rammerne, og disse blev yderligere udfyldt med bekendtgørelser med regler for planlægningsprocedurer og udledningstilladelser. Spildevandsplanlægningen var, sammen med recipientkvalitetsplanlægningen, den miljøplanlægning, der kom først i gang.

Spildevandsplanerne skulle omfatte den samlede udbygning af spildevandsanlæg i kommunen. Recipientkvalitetsplanerne skulle omhandle status og målsætninger for alle vandrecipienter i amtet.

Amtsrådet skulle afgøre, om de forelagte kommunale spildevandsplaner kunne godkendes. Ved godkendelsen skulle amtsrådet blandt andet påse, at spildevandsplanerne ikke var i modstrid med en opfyldelse af recipientkvalitetsplanens målsætninger /3/.

Med tiden blev der stillet mere detaljerede krav til recipientkvalitetsplanlægningen i vejledninger og cirkulærer. I selve loven blev der også indført mere detaljerede rammer ved en lovændring i 1983 /9/.

Hensigten med de detaljerede krav var at formalisere den politiske beslutning og integrere den med de tekniske forudsætninger i en fastlagt procedure. Forløbet var følgende: Politikerne fastsætter målsætningen for et vandområdes anvendelse. Til målsætning svarer der nogle recipientkvalitetskrav. I spildevandsplanlægningen og ved meddelelse af enkelte spildevandsudledninger må belastningen ikke være større, end at recipientkvalitetskravene kan overholdes.

3. Godkendelse af særligt forurenende virksomheder.

Nogle af de største enkelte spildevandsudledninger var fra de såkaldte særligt forurenende virksomheder.

Godkendelse af de særligt forurenende virksomheder var et andet vigtigt forebyggende miljøreguleringsinstrument i miljøbeskyttelsesloven fra 1974. Miljøstyrelsen forestillede sig, at godkendelses- og tilladelsessystemet over en længere periode ville resultere i indførelse af procesændringer, som medførte, at de forurenende affaldsstoffer slet ikke udsendtes til omgivelserne. Dette kunne blandt andet ske ved råstofbesparelser eller ved genanvendelse /18/.

Hvilke virksomhedstyper, der kunne betegnes som "særligt forurenende", fremgik af et bilag til loven. Disse virksomheder måtte ikke anlægges, påbegyndes eller udvides uden tilladelse fra kommunalbestyrelse eller amtsråd.

Før der kunne meddeles tilladelse, skulle kommunen eller amtskommunen gennemgå den enkelte virksomheds planlagte produktionsforhold meget grundigt. Til brug for denne vurdering skulle virksomheden levere oplysninger om det planlagte forbrug af rå- og hjælpestoffer og sammensætning og mængde af alle emissioner. Virksomhedens procesforløb skulle fremstilles skematisk (flow-sheet) med angivelse af samtlige emitterende anlæg /4/.

Den godkendende myndighed skulle tage stilling til hele virksomhedens forurening, dvs. spildevand, slam, fast affald, luftforurening og støjgener. Princippet var, at forureningsfaktorerne skulle behandles i sammenhæng. Der skulle tages hensyn til, at "de enkelte forurenende stoffer blev udvekslet mellem vand, luft og jord samt undergik fysiske, kemiske og biologiske omsætninger i disse medier. Det skulle tages i betragtning, at disse udvekslinger og processer foregik såvel i et naturligt økologisk kredsløb som i et kredsløb, der var påvirket af forurening." /23/.

Godkendelsen skulle indeholde vilkår, blandt andet om virksomhedens placering, emissionernes art og omfang samt driftsforhold /4/. Gennem vilkårene kunne den godkendende myndighed indføre ændringer i virksomheden planlagte produktions- og emissionsforhold, således at forureningen blev minimeret. I sin yderste konsekvens kunne godkendelse nægtes.

Miljøstyrelsens vejledende retningslinjer blev anvendt som grundlag for fastsættelse af vilkår i godkendelserne. At retningslinjerne var vejledende betød, at de godkendende myndigheder, kommunerne og amtskommunerne, kunne skærpe eller lempe normerne, blandt andet på grundlag af recipientkvalitetsplanlægningen, men i praksis også som følge af lokale politisk-økonomiske forhold.

4. Udviklingen i 70'erne og 80'erne.

I løbet af 80'erne blev man fra statslig og politisk side opmærksom på, at de konkrete godkendelser på grundlag af recipientkvalitetsplanlægningen var udtryk for en "fortyndingsstrategi". "Fortyndingsstrategien" blev beskrevet i Miljøstyrelsens handlingsplan for 1985-90. Udgangspunktet for fastsættelse af vilkår i en godkendelse var overvejelser om recipienternes kvalitet. Kunne de ønskede krav til recipienterne opfyldes - eventuelt efter passende fortynding - ville der ikke blive stillet krav om yderligere rensning, selv om dette kunne være både teknisk muligt og økonomisk relativt problemfrit for udlederen /20/.

Det konstaterede iltsvind i danske farvande blev taget som udtryk for, at recipientkvalitetsplanlægningen som "fortyndingsstrategi" havde spillet fallit.

I den samme periode blev det mere og mere påfaldende, at godkendelsessystemet var ufleksibelt, fordi en virksomhed, når den først var godkendt, var retsbeskyttet mod yderligere indgreb fra myndighedernes side. Det var derfor vanskeligt at ændre utidssvarende vilkår. Det var også et problem, at gamle virksomheder fra før miljøbeskyttelseslovens ikrafttrædelse ikke skulle godkendes /20/.

Opfattelsen af, at godkendelsessystemet var ufleksibelt, må ses i lyset af den teknologiske udvikling. Miljøstyrelsen udtrykte et ønske om at indføre mulighed for at justere godkendelsesordningen i takt med den teknologiske udvikling og i overensstemmelse med en øget indsats omkring indførelse af mindre forurenende teknologi. Den må også ses i lyset af de øgede krav om effektivitet i den offentlige sektor. Der var ikke politisk vilje til at bevare en tids- og ressourcekrævende godkendelsesprocedure, med mindre det virkelig førte til resultater af betydning for miljøbeskyttelsen /14, 20/.

For at råde bod på disse svagheder foreslog Miljøstyrelsen i sin handlingsplan for 1985-90 en ny strategi for virksomhedsgodkendelse. Hovedprincippet, som skulle træde i stedet for "fortyndingsprincippet" var, at emissionerne skulle begrænses ud fra, hvad der var teknisk muligt for virksomhederne. Vurderingen af, hvad der var teknisk muligt, skulle ske centralt, idet virksomhederne skulle overholde centralt fastlagte grænseværdier, der blev justeret i takt med den teknologiske udvikling.

Først i anden omgang skulle det vurderes, om den pågældende teknologi var tilstrækkelig af hensyn til den lokale luft- og vandkvalitet. Kunne kvalitetsmålsætningerne ikke overholdes, måtte kravene til virksomheden skærpes, eller den måtte placeres i et område med mere robuste recipienter.

I de følgende år kom den nye strategi gradvist til udtryk i bekendtgørelser og lovtekster.

I 1986 blev retsbeskyttelsen for godkendte virksomheder tidsbegrænset til 8 år /21/.

Som følge af vandmiljøplanen blev princippet om anvendelse af "bedste tilgængelige teknologi" indført for godkendelse af særligt forurenende virksomheder /11/.

I den nye miljøbeskyttelseslov /16/ er 8 års tidsbegrænsningen i retsbeskyttelsen bevaret, således at princippet om anvendelse af "bedste tilgængelige teknologi" kan indføres ved ændring i tidligere godkendte virksomheders vilkår.

Problemet med de gamle virksomheder er søgt ændret i den nye miljøbeskyttelseslov på den måde, at gamle virksomheder på listen, der ikke har en samlet godkendelse, skal søge om godkendelse indenfor en nærmere fastsat frist.

I den nye lov er der også sket en indskrænkning af antallet af

virksomhedstyper på loves bilag. Kun de mest forurenende virksomheder er tilbage på bilaget.

Her skal det indskydes, at Danmark som følge af et EF-direktiv, det såkaldte VVM-direktiv (Vurdering af Virkninger i Miljøet)/2/ er tvunget til at opretholde et system med konkrete forebyggende vurderinger af de mest forurenende virksomheder. I henhold til dette direktiv skal miljøvurderingen foretages i en proces, hvori offentligheden inddrages.

I den nye miljøbeskyttelseslov /16/ er indført en mulighed for rammegodkendelser. En virksomhed, der har en rammegodkendelse, kan gennemføre visse ændringer og udvidelser uden godkendelse. Betingelsen er, at virksomhedens udslip af forurening og fordelingen heraf ikke ændres, eller at udslippet nedsættes for de enkelte forureningstyper.

Således kan virksomheden f.eks. indføre renere teknologi uden det kræver godkendelse. Virksomheden skal blot indgive en anmeldelse af ændringen eller udvidelsen.

5. Konsekvenser for miljøplanlægningen.

De ændrede politiske signaler fik også konsekvenser for miljøplanlægningen.

Ved lovændringer i 1987 /10/ og 1991 /16/ er miljøplanlægningen blevet afformaliseret. Amdsrådet skal ikke længere godkende de kommunale spildevandsplaner, og de detaljerede procedurekrav er udgået af lovteksten.

Kommuner og amtskommuner skal fortsat "tilvejebringe den nødvendige planlægning for at sikre en forebyggende miljøindsats". Det er også fortsat kommuners og amtskommuners ansvar, at miljøinteresser afvejes med andre interesser i den tværgående planlægning /14/. Men opretholdelsen af forløbet "målsætning - recipientkvalitetskriterie - beslutning" som et stift tidsmæssigt forløb er opgivet. Der er snarere tale om, at der hele tiden formuleres målsætninger og recipientkvalitetstetskriterier og tages beslutninger på forskellige niveauer.

Der er bevaret et hierarki af planer, fra lokalplaner over kommuneplaner og regionplaner til landsplandirektiver, hvor miljøplanlægningen indgår som sektorplaner på de forskellige niveauer. De mere centrale planer er bindende for de decentrale planer nedad i hierakiet.

Iltsvindshændelserne i de åbne indre farvande og "fortyndingsstrategien"s nederlag har været årsager til gennemførelse af vandmiljøplanen og dermed blandt andet generelle grænseværdier for kvælstof, fosfor og organisk stof i spildevand fra kommunale spildevandsanlæg /12/.

Disse generelle grænseværdier skal overholdes, med mindre recipientkvalitetsplanlægningen stiller strengere krav.

6. Generelle normer og emissionsgrænseværdier.

Udviklingen i retning af en højere vægtning af bindende generelle normer og emissionsgrænseværdier frem for konkrete, lokale miljøvurderinger, startede allerede i 70'erne.

Den første miljøbeskyttelseslov indeholdt hjemmel til, at miljøministeren kunne fastsætte landsdækkende normer for maksimalt tilladelig forurening (emission) og for indretning og drift af i princippet en hvilken som helst form for virksomhed og indretning. Der var også mulighed for typegodkendelse af bestemte anlæg, maskiner, redskaber og transportmidler /23/.

Ved lovens ikrafttrædelse blev der først og fremmest sigtet mod vejledende normer. Dvs de skulle ikke være bindende for de decentrale myndigheder eller virksomhederne. I de første år efter miljøbeskyttelseslovens ikrafttrædelse blev der blandt andet udsendt vejledende emissionsgrænseværdier for spildevand og luftforurening.

Men i slutningen af 70'erne måtte Miljøstyrelsen begynde at indstille sig på, at generelle, bindende forskrifter ville blive anvendt noget hyppigere, blandt andet som led i opfølgningen af EF-direktiver /18/.

Allerede i EFs første miljøhandlingsprogram (før 1977) var der foreslået fastsat branchenormer, hvorefter der indenfor visse særligt forurenende industrier skulle træffes særlige bestemmelser om begrænsning af forureningen /7/.

Det danske synspunkt i EF-forhandlingerne var, at begrænsning af forureningen måtte tage udgangspunkt i hensynet til recipienternes sårbarhed. Derfor var man betænkelig ved, at der blev fastlagt branchenormer /7/.

Dette synspunkt har sidenhen ændret sig. Som nævnt i de foregående afsnit foreslog Miljøstyrelsen i 1985 en strategi, der byggede på centralt fastsatte grænseværdier.

I forbindelse med fremsættelsen af den nye miljøbeskyttelseslov er det tilkendegivet, at det er hensigten i videst muligt omfang at benytte mulighederne for at indføre generelle reguleringer. Dermed formindskes omfanget af sagsbehandlingen ved godkendelse af særligt forurenende virksomheder /14/. Når der er fastsat generelle grænseværdier på et område, er det ikke nødvendigt med nærmere regulering ved konkrete vilkår til den enkelte virksomhed. De generelle grænser kan uden videre lægges til grund /14/.

I årene 1984-1990 har Miljøministeriet udsendt en række bekendtgørelser med generelle bindende grænseværdier indenfor en række områder:

- Spildevandsslam,
- kvælstof, fosfor og organisk stof i spildevand,
- forskellige miljøfremmede stoffer i spildevand,
- svovldioxid, kvælstofoxider og støv fra store fyringsanlæg.

Alle de nævnte bekendtgørelser er underlagt EF-direktiver.

Miljøstyrelsen forbereder at udsende generelle udlederkrav for industrispildevand /22/.

I et par tilfælde er der udarbejdet egentlige branchebekendtgørelser: om autoværksteder og om pelsdyrfarme. Hensigten med branchebekendtgørelser er samlet at regulere alle forurenings-spørgsmål indenfor en vis branche af virksomheder. Branchebekendtgørelsen træder i stedet for individuel regulering i form af godkendelse af særligt forurenende virksomheder /14/.

Ud fra et forenklings- og effektivitets synspunkt er branchebekendtgørelser hensigtsmæssige, men i bemærkningerne ved fremsættelsen af den nye miljøbeskyttelseslov /14/ har Miljøministeriet tilkendegivet, at det kun undtagelsesvis kan lade sig gøre. Det anføres, at selv virksomheder indenfor samme branche ofte er for forskellige, både med hensyn til indretninger og processer og især med hensyn til forureningsforhold, som er afhængige af virksomhedens konkrete beliggenhed. Hertil kommer, at regelværket ofte kan blive for tungt og ufleksibelt, hvis det skal dække alle sider af virksomhedernes forureningsforhold.

Det vurderes som mere hensigtsmæssigt at prioritere generelle reguleringer af visse processer, anlæg, materialer og produkter. Disse vil ofte, men ikke nødvendigvis, være knyttet til en bestemt branche. Herved vil det i højere grad være muligt at indrette reguleringer ud fra en samlet prioritering af de miljømæssige problemer. Samtidig vil det være muligt i højere grad at inddrage en vurdering af de proces- og produktions-tekniske muligheder som grundlag for reguleringen /14/.

7. Generelle miljøkvalitetskriterier.

Også for miljøkvalitetskriterier kan der iagttages en udvikling i retning af, at de fastsættes centralt.

I den første miljøbeskyttelseslov havde miljøministeren hjemmel til at fastsætte bestemmelser om kvalitetskrav til overfladevandet, om luftens indhold af forurenende stoffer og om støjniveau. Sådanne kvalitetskrav kunne kun være vejledende.

Ved kvalitetskrav forstod man det samme som immissionsgrænser /23/. Det var hensigten med immissionsgrænserne, at de skulle være vejledende for myndighederne ved planlægningsopgaver, og at de også kunne få betydning ved administration af godkendesordningen /23/.

Hjemmelen blev brugt på luftforureningsområdet /17/.

Ligesom tilfældet var for emissionsnormer, måtte Danmark også på immissionsområdet forlade den oprindelige politik om kun at

fastsætte vejledende normer.

I slutningen af 70'erne blev der indenfor EF vedtaget en række direktiver, der byggede på såkaldte bindende immissionsregler, f.eks. fiskevandsdirektivet og skaldyrvandsdirektivet.

De bindende immissionsgrænseværdier er ikke bindende i forhold til virksomhederne. Dette hænger sammen med, at immission vanskeligt kan reguleres. Immissionsbidragene kommer fra mange forskellige emissioner, blandt andet diffuse kilder, så det er vanskeligt at spore dem tilbage til enkeltvirksomheder. Immissioner af uspecifikke forurenende stoffer kan end ikke spores tilbage til bestemte brancher.

Immissionsgrænseværdierne er bindende i forhold til miljømyndighederne, der skal anvende grænseværdierne i deres planlægning.

Fra dansk side blev forhandlingerne om EF-direktiver baseret på bindende immissionsregler ført ud fra det grundsynspunkt, at begrænsninger af spildevandsudledninger til vandmiljøet skulle fastlægges efter en vurdering af udledningernes effekter i de dele af vandmiljøet, hvortil udledningen skete eller ønskedes ført /19/.

Danmark var imidlertid tvunget til at indføre en lovændring, således at miljøministeren kunne fastsætte bindende regler om kvalitetskrav til overfladevand, luft og jord samt om støjniveau. Denne bestemmelse er bibeholdt i den nye miljøbeskyttelseslov.

Lovændringen trådte første gang i kraft i 1982 og var formuleret således, at de bindende krav kun kunne fastsættes i de tilfælde, hvor internationale forpligtelser skulle opfyldes. I de situationer, hvor der ikke er tale om at opfylde EF- eller folkeretlige forpligtelser i øvrigt, vil eventuelle kvalitetskrav fortsat blive fastsat fra statslig side som vejledende normer /8/.

I 1983 udkom Miljøstyrelsens vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Den indeholdt immissionsgrænseværdier for forurenende stoffer i vandløb samt miljøkvalitetskriterier for både vandløb, søer og kystnære områder. Disse havde udgangspunkt i EF-direktiver og var således bindende for myndighedernes spildevands- og recipientkvalitetsplanlægning.

I 1989 er der i forbindelse med bortskaffelse af spildevandsslam m.v. fastsat miljøkvalitetskriterier i form af tungmetallgrænseværdier for dyrkningsjord. De er fastsat som følge af et EFs slamdirektiv.

Miljøstyrelsen har igangsat et arbejde med at udvikle konkrete retningslinjer for fastsættelse af miljøkvalitetskriterier for overfladevand og jord. Dette arbejde bygger på en videreudvikling af eksisterende økotoxikologiske metoder /22/.

8. Regulering af kemiske stoffer og produkter.

Tendensen i retning af generelle centralt fastsatte regler ses endnu tydeligere for kemiske stoffer og produkter.

I løbet af 70'erne fik begrebet forebyggende miljøregulering et nyt indhold. Nu skulle regulering af kemiske stoffer være hovedelementet i en forebyggende miljøregulering /7/.

Baggrunden var en erkendelse fra politisk og statslig side af, at miljøbeskyttelsesloven ikke var egnet til regulering af den forurening, som hidrørte fra anvendelse af kemiske stoffer og produkter, der var resultatet af produktionsprocesserne. Nogle af disse stoffer var spredt i miljøet som et resultat af produkternes anvendelse og ikke som følge af virksomhedernes emissioner.

Kviksølv-undersøgelsen, som blev gennemført i 1977-78, viste for eksempel, at industrielle emissioner kun bidrog med en beskednen del af det samlede udslip af kviksølv, og at disse udslip fra industrien i øvrigt var nedbragt væsentligt siden 1970. Men kviksølvudslippet til miljøet kunne nedbringes med omkring en tredjedel, hvis anvendelsen af kviksølv til batterier, termometre og maling samt ved installation af filtre i tandklinikker blev begrænset /18/.

I 70'erne var regulering af kemiske stoffer et rent nationalt anliggende, men derefter er Danmark på dette område i meget høj grad blevet afhængig af internationale beslutninger, især EF.

Fra EFs side foregår der en ensretning (harmonisering) af kravene til virksomhederne og myndighedernes sagsbehandling.

Hensigten med at fastsætte internationale regler om regulering af stoffer og produkter er primært at sikre den uhindrede vareudveksling mellem landene.

Kemiske stoffer og produkter er handelsvarer, som kan passere landegrænser. Området reguleres fra EFs side ved maksimums-direktiver, således at nationalstaten ikke kan fastsætte strengere krav end de, der er fastlagt i fællesskabet.

I 1980 trådte den danske lov om regulering af kemiske stoffer og produkter i kraft. Samtidig blev miljøbeskyttelseslovens p. 7 ophævet. I henhold til p. 7 havde miljøministeren tidligere kunnet fastsætte regler om begrænsning af indførsel eller anvendelse af bestemte stoffer, som måtte antages at være til skade for miljøet.

Loven om kemiske stoffer og produkter indeholdt regler om, at alle nye kemiske stoffer skulle anmeldes til Miljøstyrelsen inden markedsføring. For bekæmpelsesmidler var reglerne mere omfattende, idet disse ikke kunne markedsføres, før de var godkendt af Miljøstyrelsen. Loven indeholdt desuden hjemler til, at Miljøministeren kunne fastsætte generelle regler om

anvendelsesbegrænsning, klassificering og mærkning af kemiske stoffer og produkter.

Den sidstnævnte hjemmel er anvendt i en række bekendtgørelser. F.eks. er der indført begrænsninger i salg af fosforholdig handelsgødning, såfremt indholdet af cadmium overstiger visse fastsatte grænseværdier /13/.

9. Handlingsplaner og strategier.

I de seneste år er det i miljøbeskyttelsen set, at der reguleres ud fra centrale politisk bestemte handlingsplaner og hensigtserklæringer, som sammenfatter mål og midler indenfor et bestemt område eller en branche. Både i Folketinget og regering gennemtænkes helhedsløsninger for miljøbeskyttelsen, frigjort fra de eksisterende lovmæssige rammer. Ordet miljøregulering erstattes af ord som "plan", "strategi" og "indsats". Hvis der ikke eksisterer en lovhjemmel, som passer til den ønskede indsats, må hjemlen fremskaffes.

En handlingsplan udarbejdes på baggrund af en samlet redegørelse for den totale problemstilling på landsbasis. Er problemet af stofflig karakter, som tilfældet er med NPO-handlingsplanen, vandmiljøplanen, pesticidhandlingsplanen og lufthandlingsplanen, omfatter redegørelsen en total landsomfattende opgørelse over stofstrømmen fra råvare gennem produktionen og til miljøet, samt en vurdering af effekterne i miljøet.

Herudfra vurderes problemets omfang og muligheden for at sætte ind i de forskellige led i stofstrømmen.

Som nævnt i kapitel 1 har der dog ikke været tale om et ideelt forløb, hvor beslutningerne er taget ud fra indsamling af størst mulig viden.

Handlingsplanernes effektivitet består i, at de fører til en klar reduktion af den samlede forureningsbelastning i forhold til det tidligere niveau. De kan ses som udtryk for handlinger, der ønskes gennemført så hurtigt som muligt, uden at lade sig udsætte af tidskrævende undersøgelser.

10. Fast affald.

Ingen af de hidtil nævnte reguleringsprincipper har for alvor taget hånd om problemer, der skyldes stigende mængder af fast affald.

Fast affald kan opfattes som et "restproblem" i miljøbeskyttelsen. Gennemførte strategier, som har resulteret i emissionsbegrænsninger, har ikke løst affaldsproblemet, fordi disse strategier har medført flytning af forurenende stoffer fra luft og vand til det faste affald: Spildevandsslam, forbrændings-

slagge, flyveaske m.v. Hertil komme "fortidens synder" i form af gamle affaldsdepoter og forurenede grunde.

Fra 1974 til i dag er affaldet søgt reguleret gennem lovændringer, bekendtgørelser og vejledninger. Desuden er der vedtaget nogle særskilte love til løsning af specielle affaldsproblemer. Et eksempel er Lov om affaldsdepoter (tidligere lov om kemikalieaffaldsdepoter) /15/, hvori der er fastsat regler om udgiftsfordeling ved undersøgelser og afværgeforanstaltninger på grunde, der er forurenet af tidligere tiders henlæggelse af affald.

11. Renere teknologi.

I sin handlingsplan for 1985-90 gav Miljøstyrelsen udtryk for, at miljøbeskyttelsen hidtil havde befundet sig i en "oprydningsfase". Med den voksende erkendelse af miljøproblemernes sammensathed var man nu klar over, at en løsning på længere sigt krævede påvirkning af selve den teknologiske udvikling. Denne "forebyggende fase" var især kommet til udtryk i lov om kemiske stoffer og produkter og genanvendelsesloven /20/.

Princippet om renere teknologi er nu indført i miljøbeskyttelsesloven i 1991 som styrende for en helhedsorienteret og forebyggende miljøpolitik /14/.

Princippet om renere teknologi indebærer, at det i videst muligt omfang søges forhindret, at forurening opstår, ikke alene i den primære produktionsproces, men også i senere led i vare- og materialekredsløbet. Herved skal der lægges vægt på en regulering af hele det kredsløb af materialer og produkter i samfundet, der er grundlag for forureningen /14/. Der skal også lægges vægt på de ydre omgivers beskaffenhed og forureningens sandsynlige virkning på disse /16/.

Miljømyndighedernes indsats skal i højere grad end tidligere ske i samarbejde med virksomhederne og disses organisationer. Miljøhensynene skal integreres i selve produktionsteknologien.

Miljøbeskyttelse og samfundsøkonomi skal ses i en sammenhæng. I den nye lov erstatter princippet om sammenhæng mellem miljøbeskyttelse og samfundsøkonomi den gamle lovs princip om afvejning mellem miljøbeskyttelse og samfundsøkonomi.

I bemærkningerne til den nye miljøbeskyttelseslov lægges der vægt på, at den faglige vurdering af, hvad der er renere teknologi, sker på centralt niveau i et tæt samarbejde mellem de statslige miljømyndigheder og de berørte industri- og erhvervsorganisationer /14/.

Selve indførelsen af renere teknologi skal også i høj grad ske med centrale styringsmidler: Generelle normer, støtteordninger, pant- og rabat-ordninger, gebyrer, bindende aftaler mellem miljøministeren og virksomheder eller brancher. Den decentrale

godkendelsesordning eksisterer fortsat for nogle virksomhedstyper, men godkendelsen skal ske under hensyn til de centrale normer. Det ser ud som om, de kommunale miljømyndigheder i fremtiden kun kan foretage enkelte justeringer indenfor nogle snævre rammer.

De ændrede tendenser kan ikke forklares ud fra en rent lovteknisk vurdering. Allerede i 1974 indeholdt miljøbeskyttelsesloven hjemler til, at miljømyndighederne kunne regulere stort set hvilket som helst produktionsforhold. De formelle rammer var til stede for, at miljøreguleringen kunne være omtrent lige så forebyggende og helhedsorienteret, som den kan med de lovrammer, der eksisterer i dag.

Det kan diskuteres, om de nye centraliserede reguleringstendenser reelt er et forsøg på at gøre miljøpolitikken mere gennemslagskraftig, eller om der er tale om en tilpasning af miljøpolitikken til den øvrige overordnede økonomiske politik /1/.

På nuværende tidspunkt, hvor styringsmidlerne knap nok er taget i anvendelse, kan der kun gættes på, hvad princippet om renere teknologi vil betyde i praksis.

REFERENCER TIL APPENDIKS:

- /1/: Bladt Hansen, Ole, Jesper Sejerø Hansen og Peter Heltoft Schaarup, 1990: "Forebyggende miljøregulering og teknologisk udvikling". Rapportserien nr. 14, november 1990, Institut for Miljø, Teknologi og Samfund, Roskilde Universitetscenter. Tek-Sam-Forlaget.
- /2/: EF-Rådet, 1985: Direktiv af 27. juni 1985 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet. (85/337/EØF).
- /3/: Miljøministeriet, 1974: Bekendtgørelse nr. 174 af 29. marts 1974 om behandling af sager om tilførsel af spildevand til vandløb, søer eller havet m.v. (ophævet).
- /4/: Miljøministeriet, 1974: Bekendtgørelse nr. 176 af 29. marts 1974 om godkendelse af særligt forurenende virksomheder m.v. (ophævet).
- /5/: Miljøministeriet, 1974: "Cirkulære om miljøbeskyttelsesloven". 15. maj 1974.
- /6/: Miljøministeriet, 1977: "Miljøministeriets opgaver 1977-82. Status og udviklingstendenser på miljøområdet". Departementet, oktober 1977.
- /7/: Miljøministeriet, 1977: "Miljøstyrelsens opgaver 1977-82. Status og udviklingstendenser på miljøbeskyttelsesområdet". Miljøstyrelsen, oktober 1977.
- /8/: Miljøministeriet, Folketingsåret 1981-82: Bemærkninger til Forslag til Lov om Ændring af Lov om Miljøbeskyttelse. j. nr. D. 21003-10.
- /9/: Miljøministeriet, 1982: Lov nr. 204 af 18. maj 1982 om ændring af lov om miljøbeskyttelse (forældet). J.nr. D. 21003-10.
- /10/: Miljøministeriet, 1986: Lov nr. 925 af 19. december 1986 om ændring af lov om miljøbeskyttelse.
- /11/: Miljøministeriet, 1987: Bekendtgørelse nr. 784 af 10. december 1987 om begrænsning af udledning af kvælstof og fosfor til vandløb, søer og havet med spildevand fra industrielle virksomheder m.v.
- /12/: Miljøministeriet, 1987: Bekendtgørelse nr. 785 af 10. december 1987 om grænseværdier for visse stoffer ved udledninger til vandløb, søer eller havet fra kommunale spildevandsanlæg.
- /13/: Miljøministeriet, 1989: Bekendtgørelse nr. 223 af 5. april 1989 om indhold af cadmium i fosforholdig handelsgødning

/14/: Miljøministeriet, 1990: Bemærkninger til Forslag til Lov om Miljøbeskyttelse. Fremsat den 18. januar 1990 af miljøministeren (Lone Dybkjær). J.nr. D 89-21000-0001.

/15/: Miljøministeriet, 1990: Lov nr. 420 af 13. juni 1990 om affaldsdepoter.

/16/: Miljøministeriet, 1991: Lov nr. 358 af 6. juni 1991 om miljøbeskyttelse.

/17/: Miljøstyrelsen, 1974: "Begrænsning af luftforurening fra virksomheder" vejledning nr. 7/1974.

/18/: Miljøstyrelsen, 1979: "Miljøreformen. En foreløbig redegørelse om miljøreformens virkninger". November 1979.

/19/: Miljøstyrelsen, 1983: Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Vejledning nr. 2/1983. Del I og II.

/20/: Miljøstyrelsen, 1985: Miljøstyrelsens handlingsplan 1985-1990. Redegørelse fra Miljøstyrelsen, nr. 1, 1985.

/21/: Miljøstyrelsen, 1986: Cirkulære af 2. december 1986 om ændring af miljøbeskyttelsesloven.

/22/: Miljøstyrelsen, 1991: "Notat om Miljøstyrelsens behov for bistand fra DMU inden for økotoksikologi". 21. januar 1991.

/23/: Ministeriet for forureningsbekæmpelse, 1972: Bemærkninger til Forslag til Lov om miljøbeskyttelse. Dep. j.nr. 1000-5.

/24/: Ministeriet for forureningsbekæmpelse, 1972: Lov nr. 372 af 13. juni 1973 om miljøbeskyttelse (forældet). Dep j.nr. 1000-5.